

Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu

**Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek
verricht in 2011**

Tom Maris, Lotte Oosterlee & Patrick Meire [Red.]

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie
Faculteit Wetenschappen
Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken
Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk

ECOBE
13-R155

Colofon

Tekst:

*Hoofdstuk 1 – 2: Maris, T. & P. Meire,
Universiteit Antwerpen.*

*Hoofdstuk 3: Brion, N., D. Verstraeten & W. Baeyens
Vrije Universiteit Brussel (ANCH)*

*Hoofdstuk 4: International Marine & Dredging Consultants,
Antwerpen*

Hoofdstuk 5: Chen et al.

Vrije Universiteit Brussel (HYDR)

*Hoofdstuk 6: Van Wichelen, J., E. Van Burm, R. Dasseville, I. Daveloose, A.-E. Debeer, & W. Vyverman,
Universiteit Gent.*

*Hoofdstuk 7: Kromkamp, J., J. Peene & S. Ihnken
NIOO (Yerseke).*

*Hoofdstuk 8: Tackx M., C. Sossou, R. Lassus, C. Lambert, N. Toumi, B. Mialet, F & Azémar
EcoLab (Toulouse)*

*Hoofdstuk 9: E. Dewitte & A. Goffin
VLIZ*

*Hoofdstuk 10: Maris, T., L. Oosterlee, J. Teuchies, W. Vandenbruwaene, S. Jacobs, O. Beauchard, S.
Temmerman & P. Meire
Universiteit Antwerpen.*

Eindredactie en lay-out: Universiteit Antwerpen

Studie in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal N.V.

Afdeling Zeeschelde

Anna Bijns-gebouw

Lange Kievitstraat 111-113 bus 44

B-2018 Antwerpen

Met dank aan:

De bemanning van de schepen Scheldewacht II, Veremans, Hondius en Scaldis I

De ondersteuning op het veld van J. Verschaeren en D. Van Pelt.

Het VMM-team voor de aangename samenwerking

*Wijze van citeren: Maris, T. Oosterlee L. & Meire P. (Red.), 2013. Onderzoek naar de gevolgen van het
Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd
eindverslag van het onderzoek verricht in 2011. ECOBE 013-R155 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.*

Inhoudstafel

Hoofdstuk 1. Inleiding.....	1.1
1.1. OMES: meer dan 15 jaar monitoring en onderzoek	1.1
1.1.1. Ontstaan.....	1.1
1.1.2. Moneos	1.1
1.1.3. Evaluatiemethodiek.....	1.4
1.2. Samenvatting van de verschillende deelluiken.....	1.6
1.2.1. Deelstudie 1: Organisatie en coördinatie	1.6
1.2.2. Deelstudie 2: Basiswaterkwaliteit en coördinatie	1.6
1.2.3. Deelstudie 3: Koolstofcyclus	1.7
1.2.4. Deelstudie 4: Zwevende stoffen.....	1.7
1.2.5. Deelstudie 5: Fytoplankton en fyto benthos	1.8
1.2.6. Deelstudie 6: Studie naar de primaire productie	1.8
1.2.7. Deelstudie 7: Zoöplankton	1.9
1.2.8. Deelstudie 8: databeheer en communicatie	1.10
1.2.9. Deelstudie 9: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.....	1.10
Hoofdstuk 2. Basiswaterkwaliteit	2.1
2.1. Inleiding	2.1
2.2. Surface plots	2.1
2.3. Hydrologisch en klimatologisch overzicht.....	2.3
2.4. Saliniteit, specifieke geleidbaarheid en chloride	2.8
2.5. Zuurstof	2.10
2.5.1. Zone met sterke saliniteitsgradient (stations Grens tem Antwerpen)	2.10
2.5.2. Oligohaliene zone (Stations Kruibeke tem Temse).....	2.11
2.5.3. Zoete zone met lange verblijftijd (Lippenbroek tem Dendermonde) en zoete zone met korte verblijftijd (Appels tem Melle).....	2.11
2.6. Chlorofyl a	2.12
2.7. Biochemische zuurstofvraag.....	2.13
2.8. pH	2.16
2.9. Silicium	2.17
2.10. Stikstof	2.19
2.11. Totaal fosfor en fosfaat	2.23
2.12. Opgeloste organische koolstof (DOC)	2.25
Hoofdstuk 3. Koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van Schelde-estuarium.....	3.1
3.1. Introduction.....	3.1
3.2. Material and methods.....	3.1
3.2.1. Sampling	3.1
3.2.2. Analysis methods.....	3.2
3.2.3. Data source for the study of long term variations.....	3.2
3.3. Results	3.3
3.3.1. Present situation (September 2010-December 2011).....	3.3
3.3.2. Long term variability (1997-2011).....	3.6
Hoofdstuk 4. Zwevende stof en sedimenten in de Zeeschelde (deeltaak IMDC).....	4.10
4.1. Inleiding	4.10
4.1.1. De opdracht	4.10
4.1.2. Doel van de studie.....	4.10
4.1.3. Overzicht van de studie.....	4.11
4.1.4. Opbouw van dit hoofdstuk.....	4.11
4.2. Beschrijving van de meetcampagne	4.11
4.2.1. Algemeen	4.11

4.2.2.	Het studiegebied	4.11
4.2.3.	Meetinstrumenten	4.13
4.2.4.	Meetprocedure	4.14
4.2.5.	Verloop van de meetcampagne	4.15
4.2.6.	Hydro-meteorologische condities gedurende de 13 uursmetingen.....	4.17
4.3.	Methodiek voor de verwerking van ADCP data met Sediview	4.20
4.3.1.	Calibratie van backscatter.....	4.20
4.3.2.	Methodiek voor de berekening van het totale debiet en de totale flux	4.20
4.4.	Resultaten 13-uursmetingen.....	4.22
4.4.1.	Visualisatie	4.22
4.4.2.	Interpretatie van de resultaten.....	4.22
4.5.	Resultaten maandelijkse monitoring.....	4.25
4.5.1.	Beschrijving van de bijgeleverde digitale data	4.25
4.5.2.	Interpretatie van de resultaten.....	4.25
4.6.	Referenties	4.27
Hoofdstuk 5.	Zwevende stof en sedimenten in de Zeeschelde (deeltaak VUB-HYDR)	5.1
5.1.	Introduction.....	5.1
5.2.	Methodology	5.2
5.2.1.	ADCP measurement.....	5.2
5.2.2.	Flow velocity measurement	5.2
5.2.3.	Sampling and analysis of suspended sediment concentration	5.3
5.2.4.	Turbidity measurement.....	5.3
5.2.5.	Field measurements of conductivity, salinity and temperature.....	5.4
5.2.6.	Determination of light attenuation coefficient k_d	5.4
5.2.7.	Sediment particle size and settling velocity investigation	5.4
5.3.	Distribution and behaviour of suspended sediments.....	5.4
5.3.1.	Longitudinal variations of suspended sediment concentration	5.4
5.3.2.	Suspended sediment concentration in the Rupel basin	5.7
5.3.3.	Suspended sediment distributions in full tide-cycle measurements.....	5.7
5.4.	Light climate of the estuarine water.....	5.11
5.4.1.	Monthly surveys of light climate	5.11
5.4.2.	Light climate observed through full tide-cycle measurements	5.12
5.5.	Sediment particle size and settling velocity.....	5.15
Hoofdstuk 6.	Fytoplankton en fyto bentos	6.1
6.1.	Abstract	6.1
6.2.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition.....	6.2
6.2.1.	Methodology	6.2
6.2.2.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2011	6.2
6.2.3.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2010.....	6.5
6.2.4.	Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries.....	6.6
6.3.	Phytoplankton community composition.....	6.9
6.3.1.	Estuary	6.9
6.3.2.	Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass ...	6.14
6.3.3.	Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle	6.15
6.4.	Monitoring phyto bentos biomass and community composition on intertidal flats ...	6.17
6.4.1.	Methodology	6.17
6.4.2.	Phyto bentos biomass.....	6.18
6.4.3.	Phyto bentos species composition	6.20
6.5.	Future studies	6.21
6.6.	References.....	6.22
Hoofdstuk 7.	Studie naar de primaire productie.....	7.1

7.1.	Inleiding	7.1
7.2.	Materiaal en methoden.....	7.2
7.2.1.	Staalname en locaties stations.....	7.2
7.2.2.	Primaire productie metingen.	7.2
7.3.	Resultaten.....	7.3
7.3.1.	Jaargemiddelde chlorofyl a: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 en 2011	7.3
7.3.2.	Jaargemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt (K_d) en temperatuur: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 en 2011	7.6
7.3.3.	Jaargemiddelde fotosynthese parameters: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 en 2011	7.7
7.3.4.	13-uurs metingen.....	7.12
7.3.5.	dagproducties.....	7.15
3.6.	Conclusies.....	7.19
7.4.	Referenties	7.20
Hoofdstuk 8.	Micro- en mesozooplankton	8.1
8.1.	Summary	8.1
8.2.	Introduction.....	8.2
8.3.	Material and Methods	8.2
8.3.1.	Sampling microzooplankton.....	8.2
8.3.2.	Analysis microzooplankton.....	8.2
8.3.3.	Sampling and analysis mesozooplankton.....	8.2
8.3.4.	Condition of <i>Eurytemora affinis</i>	8.2
8.3.5.	Graphics and data analysis	8.3
8.4.	Results	8.3
8.4.1.	Long term trends in abundance of zooplankton groups.....	8.3
8.4.2.	Spatio-temporal distribution of zooplankton groups.	8.6
8.4.3.	Condition of <i>Eurytemora affinis</i> individuals	8.8
8.4.4.	Parasitism.....	8.10
8.4.5.	Zooplankton in the tributaries	8.11
8.5.	Discussion and perspectives	8.14
8.6.	Acknowledgements	8.15
8.7.	References.....	8.15
Hoofdstuk 9.	Opwaardering van de OMES databank.....	9.1
9.1.	Inleiding	9.1
9.2.	Databank.....	9.1
9.2.1.	Toevoegen van gegevens aan de databank	9.1
9.2.2.	Extractie db uit IMERS.....	9.4
9.2.3.	Exports	9.4
9.2.4.	Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking.....	9.5
Hoofdstuk 10.	Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden.....	10.1
10.1.	Inleiding	10.1
10.1.1.	Burchtse Weel: achtergrond.....	10.1
10.1.2.	Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking Burchtse Weel.....	10.2
10.2.	Studie van de Burchtse Weel	10.3
10.2.1.	Inleiding.....	10.3
10.2.2.	Sedimentatie- en erosieprocessen	10.4
10.2.3.	Fauna en flora	10.6
10.2.4.	Na de sluiting van de sluizen	10.6
10.2.5.	Visie voor de toekomst?.....	10.9
10.3.	Lippenbroek	10.11

10.3.1.	Inleiding.....	10.11
10.3.2.	Nederlandstalige samenvatting “Beauchard et al., 2011. A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials”.....	10.11
10.3.3.	“A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials”.....	10.12
10.3.4.	Onderzoeksvragen	10.23
10.3.5.	Monitoringsopzet Lippenbroek	10.23
10.4.	Onderzoek naar zware metalen.....	10.25
10.4.1.	Inleiding.....	10.25
10.4.2.	materiaal & methoden	10.25
10.4.3.	Resultaten en discussie.....	10.26
10.4.4.	Conclusie	10.29
10.4.5.	Referenties zware metalen.....	10.29
10.5.	Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek.....	10.30
10.5.1.	Inleiding.....	10.30
10.5.2.	Methodiek.....	10.30
10.5.3.	Resultaten en discussie: SET	10.31
10.5.4.	Samenvatting publicatie “Vandenbruwaene et al., 2011”.....	10.34
10.5.5.	“Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh”	10.35
10.5.6.	Resultaten en Discussie: Erosie en kreekvorming.....	10.46
10.5.7.	Nederlandstalige samenvatting “Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh”	10.47
10.5.8.	“Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh”	10.48
10.6.	Bodemfysica en –chemie in het Lippenbroek.....	10.60
10.6.1.	Inleiding.....	10.60
10.6.2.	Materiaal en methode.....	10.61
10.6.3.	Resultaten en discussie.....	10.61
10.6.4.	Referenties.....	10.64
10.7.	Vegetatie-ontwikkeling in het Lippenbroek.....	10.64
10.7.1.	Materiaal en methode.....	10.64
10.7.2.	Resultaten	10.64
10.7.3.	Nederlandstalige samenvatting “The silica pool in freshwater tidal marsh vegetation”.....	10.64
10.7.4.	“The silica pool in freshwater tidal marsh vegetation”.....	10.68
Hoofdstuk 11.	Bijlagen	78

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. OMES: meer dan 15 jaar monitoring en onderzoek

1.1.1. Ontstaan

Vijftien jaar lang reeds volgt het monitorings- en onderzoeksprogramma OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan) de waterkwaliteit van de Zeeschelde op. De Zeeschelde heeft immers grote ingrepen ondergaan, en het was duidelijk dat hieraan een uitgebreid monitoring programma moest gekoppeld worden. Het moet toelaten effecten van verschillende ingrepen te evalueren en kennis op te bouwen over het systeem om toekomstige ontwikkelingen in te schatten. Een estuarium is echter een zeer complex systeem dat door verschillende (menselijke) factoren wordt beïnvloed. Monitoring moet dan ook gebeuren vanuit verschillende onderzoeksdomeinen. OMES is een project waarin wetenschappers van verschillende onderzoeksdomeinen, van verschillende universiteiten en onderzoekscentra, een gezamenlijk en geïntegreerd monitoringsprogramma uitvoeren.

OMES werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de er op volgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Na een nieuwe storm in 1994, met de hoogste waterstanden ooit gemeten op de Zeeschelde, werd hiertoe een nood- en urgentieprogramma goedgekeurd. De uitvoering hiervan diende wel te passen binnen een integrale visie op het beheer van de waterlopen. Dit leidde tot een Algemene Milieu-Impact studie voor het Sigmaplan en aansluitend tot een Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan, OMES genaamd (Meire *et al.*, 1997; Van Damme *et al.*, 2001). Het OMES-project had tot doel de biogeochemische kennis van de Zeeschelde te actualiseren en in belangrijke mate uit te breiden. Als vervolg hierop werd een uitgebreid monitoringprogramma opgestart: “Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu”, meestal ook kortweg OMES genaamd.

Deze OMES monitoring loopt reeds 15 jaar. Verderzetting van deze monitoring is cruciaal voor het verder uitbouwen van de kennis van de Zeeschelde. Monitoring wordt pas echt waardevol als de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten, trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. In de nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid tezamen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuariene ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. OMES is immers een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek in het estuarium.

1.1.2. Moneos

In het voorjaar 2008 werd Moneos voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium, zowel in Nederland als Vlaanderen. Het Moneos programma geeft een omschrijving van een monitoring die wenselijk is om evoluties in de Schelde te beschrijven en oorzaak-gevolg relaties te achterhalen. Dat is essentieel om op een wetenschappelijk verantwoorde manier het estuarium te beheren.

Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en diversiteit soorten. Veiligheid is als een afzonderlijk luik opgenomen. Het plan werd opgesteld op basis van informatie over lopende projecten, er werd immers al heel veel gemeten in de Schelde, en in overleg met verschillende betrokken instanties en experts. Er bleek nog te weinig sprake van een

goede integratie van de verschillende meetprogramma's en er waren nog een aantal belangrijke hiaten.

In het kader van Moneos werd ook OMES onder de loep genomen. Er was een grote mate van overlap voor een aantal parameters tussen het OMES programma en de metingen van VMM. OMES en VMM hanteerden wel soms verschillende staalnametechnieken. Zo bemonsterde OMES tijonafhankelijk, VMM tijafhankelijk. Het was meer dan duidelijk dat voor een coherente, geïntegreerde monitoring, meer samenwerking tussen VMM en OMES nodig was.

Uit de Moneos studie kwam nogmaals pijnlijk aan het licht dat de Rupel ondervertegenwoordigd was in alle monitoringsprogramma's.

Om fytoplanktonbloei en bijgevolg het ecosysteemfunctioneren op te volgen was een maandelijkse monitoring ook onvoldoende. Met maandelijkse staalname werden bv pieken in algenbloei gemist. De frequentie van staalname moest bijgevolg beter afgestemd worden op de frequentie van te volgen fenomenen.

Daarom werd in 2009 het OMES programma aangepast aan de opmerkingen en noden gesteld binnen MONEOS. Ruimtelijk en temporeel schoot het programma immers af en toe te kort. Zo werd de Rupel ondermaats bemonsterd en was de frequentie van staalname in de zomerperiode ontoereikend om algenbloei goed op te volgen. Daarom werden vanaf januari 2009 volgende aanpassingen doorgevoerd, die nog steeds worden aangehouden.

Elke monitoringscampagne wordt opgedeeld in 3 vaardagen, telkens een maandag, dinsdag en woensdag:

- 1: Beneden-Zeeschelde
- 2: Rupel
- 3: Boven-Zeeschelde.

Dag 1:

vertrek te Antwerpen, afvaart tot station Grens en vanaf daar opvarend meten tot Temse. Terugvaart naar Antwerpen.

Dag 2:

vertrek te Boom, opvaren tot Dijle en Netemonding. Afvarend meten tot Rupelmonde. Vanaf daar opvarend meten tot Baasrode en terugkeer per minibas naar Boom.

Dag 3:

Vertrek te Dendermonde, opvarend meten tot Melle. Terugvaart naar Dendermonde.

Een overzicht van de oude en huidige stations en de verdeling over de diverse vaardagen wordt gegeven in Tabel 1.1.

Tabel 1.1 Overzicht van stations en indeling in vaardagen voor 2008 en het nieuwe schema dat vanaf 2009 actief is.

Station	Omes 2009	Omes 2008	description	km from mouth
mouth				0
Grens	day 1	day 1	Zandvliet, Noordzeeterminal	58
Liefkenshoek	day 1	day 1	Liefkenshoektunnel	63.5
Melsele	day 1	day 1	Punt van Melsele	71
Antwerpen	day 1	day 1	Steen	78
Kruibeke	day 1	day 1	veer	85
Bazel		day 1	veer	89
mouth Rupel				92
Steendorp	day 1	day 1	kerk	94
Temse	day 1	day 2	ponton	98.5
Lippenbroek	day 1	day 2	Hamme (Driegoten)	103.5
Mariekerke			veer	107
Baasrode	day 2	day 2	ponton	113
Vlassenbroek			kapel	118
Dendermonde	day 2	day 3	brug	121
St. Onolfs	day 2	day 3	Bocht v Damme	125
Appels	day 2	day 3	veer	128
Uitbergen	day 2	day 3	brug	138
Wetteren	day 2	day 3	baanbrug	145
Melle	day 2	day 3	brug	151
Niel		day 2		
Boom		day 2	spoorbrug	98
Rumst		day 2		
Nete		day 2		
Dijle		day 2		
Bovenschelde	boundary	boundary	boundary	
Durme	boundary	boundary	boundary	
Dender	boundary	boundary	boundary	
Haven	boundary	boundary	boundary, sluis, dokzijde	
Grote Nete		boundary		
Kleine Nete		boundary		
Dijle		boundary		
Zenne		boundary		

In de zomerperiode werd de frequentie van meten verhoogd van eens per maand naar tweemaal per maand, met als doel de algenbloei en andere biologische fenomenen beter in kaart te brengen.

Fout! Verwijzingsbron niet gevonden. toont het monitoringsschema voor 2011. Hieruit blijkt dat de afstemming tussen beide delen van het estuarium zeer goed verlopen is: het gehele Schelde-estuarium wordt binnen een tijdsspanne van 3 dagen bemonsterd. Ook voor 2012 werd de planning voorgesteld in samenspraak met de Nederlandse monitoring, waarbij in van april tot en met september de frequentie wordt verdubbeld.

Tabel 1.2: Vaarschema voor 2011. BeZS: staalnames Beneden-Zeeschelde; Rupel: staalnames Rupel en traject Temse - Baasrode; BoZS: traject Dendermonde - Melle. De gemarkeerde data zijn de vaardagen voor Ooster- en Westerschelde.

	januari	Februari	Maart	April	Mei	Juni	Juli	Augustus	September	Oktober	November	December
ZO					1							
MA					2			1				
DI		1	1		3			2			1	
WO		2	2		4	1		3			2	
DO		3	3		5	2		4	1		3	1
VR		4	4	1	6	3	1	5	2		4	2
ZA	1	5	5	2	7	4	2	6	3	1	5	3
ZO	2	6	6	3	8	5	3	7	4	2	6	4
MA	3	7	BeZS	4	BeZS	6	BeZS	8	5	3	7	5
DI	4	8	Rupel	5	Rupel	7	Rupel	9	6	4	8	6
WO	5	9	BoZS	6	BoZS	8	BoZS	10	7	5	9	7
DO	6	10		7	12	9	7	11	8	6	10	8
VR	7	11		8	13	10	8	12	9	7	11	9
ZA	8	12		9	14	11	9	13	10	8	12	10
ZO	9	13		10	15	12	10	14	11	9	13	11
MA	10	BeZS	14	BeZS	11	16	13	11	15	12	BeZS	14
DI	11	Rupel	15	Rupel	12	17	14	12	16	BeZS	13	Rupel
WO	12	BoZS	16	BoZS	13	18	15	13	17	Rupel	14	BoZS
DO	13		17	14	19	16	14	18	BoZS	15	13	15
VR	14		18	15	20	17	15	19	16	14	18	16
ZA	15		19	16	21	18	16	20	17	15	19	17
ZO	16		20	17	22	19	17	21	18	16	20	18
MA	17		21	18	BeZS	23	BeZS	20	BeZS	18		21
DI	18		22	19	Rupel	24	Rupel	21	Rupel	19		22
WO	19		23	20	BoZS	25	BoZS	22	BoZS	20		23
DO	20		24	21	26	23	21	25	22	20	24	22
VR	21		25	22	27	24	22	26	23	21	25	23
ZA	22		26	23	28	25	23	27	24	22	26	24
ZO	23		27	24	29	26	24	28	25	23	27	25
MA	24	28		25	30	27	25	BeZS	29	BeZS	26	BeZS
DI	25		29	26	31	28	26	Rupel	30	Rupel	27	Rupel
WO	26		30	27		29	27	BoZS	31	BoZS	28	BoZS
DO	27		31	28		30	28			29	27	29
VR	28			29			29		30	28		30
ZA	29			30			30			29		31
ZO	30						31			30		
MA	31									31		

Tabel 1.3 Planning voor 2012, met de vaardata per maand per campagne

		jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
campagne 1	ma	16	6	5	2	7	4	2	6	10	22	12	10
	di	17	7	6	3	8	5	3	7	11	23	13	11
	wo	18	8	7	4	9	6	4	8	12	24	14	12
	do												
campagne 2	ma				16	21	18	16	27	24			
	di				17	22	19	17	28	25			
	wo				18	23	20	18	29	26			
	do												

1.1.3. Evaluatiemethodiek

Bij de uitwerking van de analyses in dit rapport is soms reeds gebruik gemaakt van de hiertoe ontwikkelde Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (fase 2) (Holzhauer et al., 2011). Deze methodiek werd in 2011 door Deltares en Universiteit Antwerpen, in opdracht van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie, ontwikkeld om op basis van de MONEOS dataset het functioneren van het Schelde-estuarium te evalueren. Er bestonden natuurlijk reeds verschillende

beoordelingskaders (o.a. inzake veiligheid, Kaderrichtlijn Water, Habitatrichtlijn), maar een overkoepelende evaluatie van het systeem ontbrak. Ter ondersteuning van beheer en beleid is echter een overkoepelende evaluatie gewenst. Het Schelde-estuarium is immers een complex systeem en continu in verandering. Om economische, veiligheids- en natuurbelangen veilig te stellen, hebben Nederland en Vlaanderen samen een integrale aanpak uitgewerkt, de Langetermijnvisie (LTV), waaruit de Ontwikkelingsschets 2010 volgde. Hierna volgde het gemeenschappelijk monitoringsprogramma MONEOS, met als doel om de juiste parameters op de juiste plaats met de juiste frequentie te meten.

Echter gaven de data uit dit programma nog geen pasklaar antwoord voor het beheer en beleid. Daarvoor is de Evaluatiemethodiek ontwikkeld met als uitgangspunten de beleidsdoelstellingen uit de LTV en het goed functioneren van het ecosysteem. Het vertrekpunt is dus niet een historische of ongerepte referentie. De evaluatie streeft geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand na, wel een systeem dat goed functioneert. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. De methodiek biedt de mogelijkheid diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer. De methodiek wordt in dit T2009 rapport voor het eerst toegepast om daarna elke 6 jaar een evaluatie van het Schelde-estuarium uit te voeren.

De evaluatiemethodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren opgesteld: Plaat- en geulsystemen, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren, Flora en Fauna. Het OMES monitoringsprogramma zal in hoofdzaak data aanleveren voor de communicatie-indicator Waterkwaliteit.

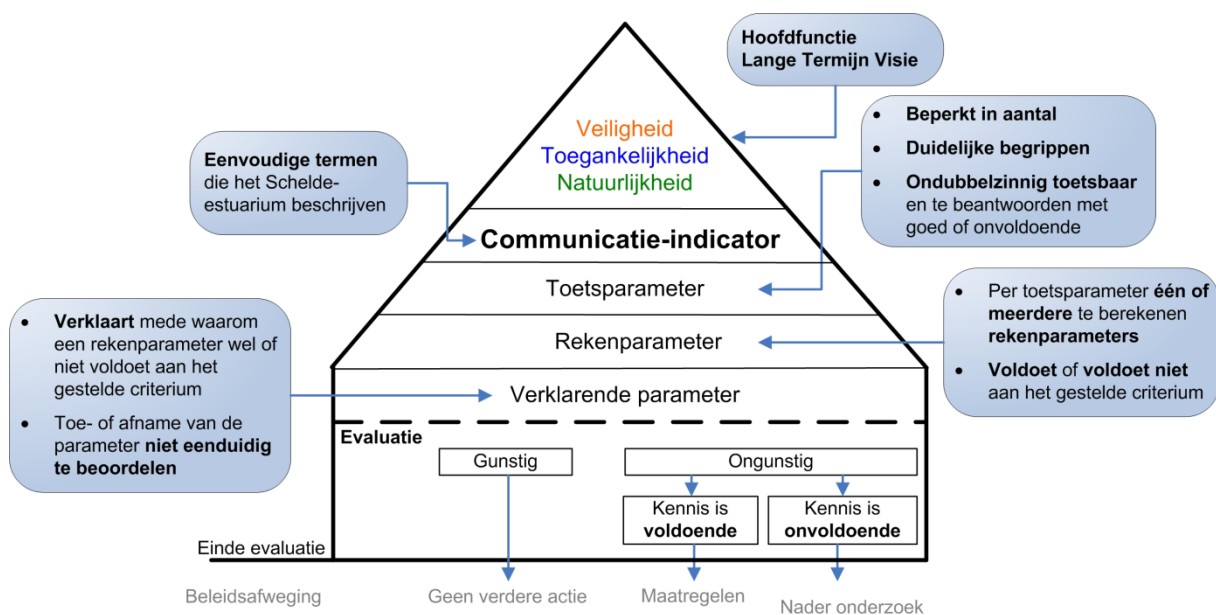
Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk in de evaluatiemethodiek, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1.1). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee een ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator geëvalueerd kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.

Bij de evaluatie worden steeds alle niveaus doorlopen. Ook verklarende parameters worden steeds bepaald. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een welbepaalde toetsparameter.



Figuur 1.1: Schematische weergave ‘piramide-aanpak’

In het hoofdstuk Basiswaterkwaliteit worden reeds een aantal rekenparameters uit de methodiek toegepast.

1.2. Samenvatting van de verschillende deelluiken

Het OMES monitoringsprogramma is opgesplitst in meerdere deelluiken, elk uitgevoerd door verschillende partners, gecoördineerd door de Universiteit Antwerpen. In dit rapport worden de voornaamste resultaten van elk deelluik weergegeven. Gezien de samenstelling van de verschillende onderzoeksteams met internationale wetenschappers, zijn sommige deelluiken in het Engels weergegeven. In dit hoofdstuk wordt van elk perceel een beknopte Nederlandstalige samenvatting gegeven.

1.2.1. Deelstudie 1: Organisatie en coördinatie

Deze deeltaak omvat het organisatie en coördinatie van de OMES meetcampagnes. De eerste hoofdstukken van dit rapport belichten een deel van die activiteiten. Onderzoek zelf zit niet in die taak vevat, zodat er geen afzonderlijk hoofdstuk aan wordt geweid.

1.2.2. Deelstudie 2: Basiswaterkwaliteit en coördinatie

Het gaat de goede kant op in de Zeeschelde. Zuurstofgehalten stegen de voorbije jaren spectaculair. Daar waar in de jaren negentig de Schelde in de zomer werd gekenmerkt door maandenlange lage zuurstofwaarden, is de Schelde nu vaak oververzadigd aan O_2 . Deze omslag of regime-shift van een respiratie gedomineerd systeem naar een primaire productie gedomineerd systeem deed zich halfweg de jaren '10 voor en lijkt nu bestendig. Zeer hoge chl a waarden worden sinds dan waargenomen, welke de motor zijn achter de sterke zuurstofproductie. In 2011 zijn de chl a waarden echter terug een heel stuk lager, mogelijks te wijten aan een slechter lichtklimaat. De sombere zomer of toegenomen begrazing kan eventueel ook een rol gespeeld hebben.

Net als in de zomer van 2009, wordt de zomer van 2010 gekenmerkt door frequentie perioden van oversaturatie, zonder dat er indicaties zijn dat er nachtelijke anoxie optreedt. Toch voldoet het zuurstofgehalte nog net niet aan de criteria uit de Evaluatiemethodiek. Met name in de

oligohaliene zone duikt zuurstof nog te vaak onder 5 mg/l. De biochemische zuurstofvraag is in de Schelde nog te hoog. De parameter BOD-C (zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie) voldoet niet overal aan de evaluatiecriteria. Ook de FastNOD, dit is de zuurstofvraag voor stikstofomzettingen, is soms te hoog, vooral in de wintermaanden.

TDIN is duidelijk in dalende lijn, wat voor de Evaluatiemethodiek een positieve score oplevert. Enkel de nitrietconcentratie overstijgt nog soms de evaluatienorm.

Totaal P vertoont daarentegen wel een stijgende trend. Dat is vermoedelijk een gevolg van de toegenomen binding aan zwevende stof, mede doorn de betere zuurstofomstandigheden. Fosfaat is immers wel in dalende lijn.

1.2.3. Deelstudie 3: Koolstofcyclus

Het schelde estuarium staat aan de uitlaat van een van Europa's meest bevolkte rivierbekken (425 inw/km²) en krijgt daardoor grote hoeveelheden koolstof, gedeeltelijk afkomstig van afvalwater emissies. Voor de jaren 1990 waren er maar weinig rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZIs) in het Schelde stroomgebied en de hoge turbiditeit en intense microbiele verwerking van organisch materiaal en ammonium zorgde voor sterk zuurstoftekort in de zomer. Tegenwoordig wordt het grootste deel van het afvalwater gezuiverd vooraleer het in de Schelde belandt wat voor veel betere zuurstof condities heeft gezorgd, en wat ook de koolstofcycli sterk veranderd heeft. Deze deelstudie heeft als doel de hedendaagse en lange termijn koolstof dynamiek van het estuarium te beschrijven en te begrijpen.

Het jaar 2011 vertoont een klassieke seizoengebonden evolutie voor de C dynamiek. In de winter (tot eind maart 2011) is er weinig microbiële activiteit buiten respiratie: het water heeft maximale CO₂ concentraties met lage $\delta^{13}\text{C}$ -DIC, en minimale POC met hoge $\delta^{13}\text{C}$ -POC. De lente en zomer zien voor het zoetwater stroomopwaarts gedeelte van het estuaria de invloed van fytoplankton en actieve primaire productie: de CO₂ concentraties dalen en $\delta^{13}\text{C}$ -DIC stijgen terwijl POC concentraties stijgen en $\delta^{13}\text{C}$ -POC dalen. De POC concentraties (en PN) gemeten tijdens de zomer 2011 vertoonden ook zeer hoge waarden vergeleken met andere jaren maar het is niet duidelijk of die volledig te verklaren zijn met een bijzonder hoge primaire productie. Ook specifiek voor 2011 is de lange duur van de zomercondities en C dynamiek karakteristieken tot ver in november.

Op de lange termijn vertoont de C dynamiek ook interessante trends. Betreffende organische vormen van koolstof, is er duidelijk een daling van het opgelost DOC na 2007, al zijn er soms nog winter pieken te zien in het zoetwater gedeelte van het estuarium. Dit komt overheen met de opstart van het RWZI Brussel-Noord, het grootste in het Schelde stroomgebied met zijn 1,100,000 eq.inw capaciteit. In tegenstelling zien we weinig verschillen in de POC concentraties wat waarschijnlijk grotendeels te wijten is aan het "particulair" gedrag van deze C pool die mede sedimenteert en suspendeert met de zwevende stoffen. Voor de anorganische vormen zien we ook duidelijk een dalende trend vanaf 2007 terwijl de $\delta^{13}\text{C}$ -DIC een stijgende trend vertoont. Beiden zijn te verklaren door een afnemende heterotrofe respiratie, te wijten aan minder organisch materiaal emissies naar de Schelde, en een toenemende primaire productie.

1.2.4. Deelstudie 4: Zwevende stoffen

Op basis van de ADCP metingen vertonen de zwevende stoffen voor 2011 2 duidelijke concentratiepieken. Een eerste sedimentconcentratie piek komt voor op circa 100 km van de monding nabij de meetstations Temse en Lippenbroek. Een tweede piek manifesteert zich op 80

km van de monding nabij Antwerpen. De concentraties aan de bodem zijn duidelijk hoger en doorheen de jaren zien we een significante stijging.

Dit wordt ook door de staalname bevestigd: de zwevende stofconcentratie nabij het oppervlak vertoonde een duidelijke stijging, vooral tussen Lippenbroek en Uitbergen. Ook de concentraties nabij de bodem namen toe.

Een verhoogde vracht aan zwevende stof resulteert in een toegenomen lichtextinctie. De lichtextinctie anno 2011 was de grootste sinds de start van deze metingen. Met andere woorden, 2011 was voor de waterkolom het donderste jaar sinds 2002. De regio nabij de Durmemonding was de donkerste zone, met een gemiddelde eufotische diepte van ca 40 cm.

1.2.5. **Deelstudie 5: Fytoplankton en fytoenthos**

Van november 2010 tot december 2011 werd de dynamiek van het fytoplankton maandelijks (tot 2 keer per maand in de zomer) opgevolgd op 15 verschillende stations in het Schelde continuüm tussen Gent en de Belgisch-Nederlandse grens en in de belangrijkste zijrivieren van de Schelde-estuarium: Bovenschelde, Dender, Durme en Rupel. Naast deze meetstations werden de Beneden-Nete, Dijle, Grote Nete en de Kleine Nete bemonsterd.

Het jaar 2011 werd gekenmerkt door vrij lage chlorofyl a concentraties. In het algemeen werd een 2/3 daling waargenomen, resulterend in waarden die niet meer waargenomen werden in de laatste 10 jaar. In plaats van 1 uitgebreide bloei, zowel in ruimte en tijd, werden twee kleinere bloeiperioden gemeten, een in het voorjaar en de andere in de late zomer, beide in het meest stroomopwaartse deel van het estuarium. Piekconcentraties van 335 en 245 mg chl a L⁻¹ werden gemeten in de tweede helft van april en eind september respectievelijk. In het brakke deel van het estuarium ontwikkelde van maart tot mei weerom een voorjaarsbloei van *Thalassiosira*. Een maximale biomassa van 112 mg chl a L⁻¹ werd opgemeten in het begin van mei aan het meetstation Antwerpen.

Net als in voorgaande jaren domineerden centrische diatomeeën de fytoplankton gemeenschap in het estuarium en de zijrivieren die zijn blootgesteld aan het getij. Er was een duidelijke zonering in de overheersende diatomeeëntaxa. *Thalassiosira* sp. domineerde de gemeenschappen in de brakke zone van de Schelde, in de dokken in Zandvliet en sporadisch in de Rupel en de Durme, *Actinocyclus normanii* en in mindere mate *Cyclotella* spp. co-domineerden de gemeenschap in de zoetwater getijdengebieden. Het gebied rond Temse fungeerde als een echte mengzone, waar alle drie taxa aanwezig waren in gelijke abundanties. In het voorjaar bereikte ook *Stephanodiscus hantzschii* een aanzienlijke biomassa, vooral in de zoetwater stations. Chlorophyten (*Desmodesmus*, *Pediastrum*) en soms euglenophyten (*Euglena*) en cryptophyten (*Cryptomonas*) concentreerden zich voornamelijk in de zijrivieren.

Fytoenthos werd ook maandelijks opgevolgd langs een transect op 5 intergetijdengebieden in het Schelde-estuarium tussen Gent en de Belgisch-Nederlandse grens. Op alle intergetijdengebieden steeg de chlorofyl a concentratie over het algemeen van de laagwater- naar de hoogwaterlijn. Zoals voor het fytoplankton waren hier de maximale waarden voor 2011 aanzienlijk lager dan die van de vorige jaren. Maximale chlorofyl a concentraties werden opgemeten in het late voorjaar (mei) op het slik van Boerenschans, met een gemiddelde chlorofyl a concentratie van 111 mg m⁻². Diatomeeën waren dominant op alle slikken in de brakke zone, terwijl de meer diverse gemeenschappen met diatomeeën, chlorophytes en euglenophytes werden waargenomen in de zoetwater zone.

1.2.6. **Deelstudie 6: Studie naar de primaire productie**

Dit hoofdstuk beschrijft de seizonale veranderingen in fytoplankton biomassa (als chlorofyl-a), de bijbehorende fotosynthese parameters en de primaire productie. Daarbij worden de verschillen tussen 2010 en 2011 vergeleken. In tegten stelling tot eerdere rapporten wordt ook verslag

gedaan van deze patronen in de Westerschelde zodat het functioneren van het gehele Schelde systeem fotosynthese beter kan worden geëvalueerd. Er zijn aanzienlijke verschillen in fytoplankton biomassa en primaire productie tussen de verschillende locaties in de Schelde en zijn aanvoerende rivieren. In het algemeen neemt de primaire productie stroomopwaarts af vanaf de mond richting grens, is laag in het gebied tussen de grens en de monding van de Rupel en neemt vervolgens toe richting Gent. Er zijn flinke verschillen tussen de jaren 2010 en 2011 en in 2011 is de jaarproductie lager dan in 2010. De oorzaak hiervan is onbekend, maar met dezelfde hoeveelheid instraling en licht in de waterkolom fixeert de fytoplanktonbiomassa in 2011 maar 50% van de hoeveelheid in 2010. De reden hiervan zijn nu niet duidelijk, maar zou kunnen liggen in een verschil in graasactiviteit of retentietijd van het water. Ook is het water in het algemeen troebeler in 2011, waardoor respiratoire verliezen hoger zouden kunnen zijn. De 13uurs metingen lieten zien dat de veranderingen in fotosynthese parameters gedurende de dag gering zijn.

1.2.7. Deelstudie 7: Zoöplankton

De maandelijkse staalname voor micro – en mesozoöplankton werden voortgezet gedurende 2011, inclusief de twee-wekelijkse staalnamen gedurende het groeiseizoen, in overeenkomst met de MONEOS richtlijnen.

Deze taak besteedt aandacht aan de lange termijnreeks (1996-2010) van de crustaceën (copepoden en cladoceren) en rotiferen in het zoöplankton. In de loop van de jaren is de jaargemiddelde abundantie significant toegenomen voor alle groepen in het zoetwatertraject, terwijl geen duidelijk trend is waar te nemen in het brakwatertraject. Voor calanoïde copepoden betreft de toename vooral *Eurytemora affinis*. Na een periode van spectaculaire toename van vooral de calanoïde *E. affinis* in het zoetwater traject gedurende 2007-2008, is de abundantie van deze soort evenwel opnieuw gedaald in 2009 en 2010. Wel is *E. affinis* nu aanwezig over het gehele brakwater-zoetwater traject, daar waar de soort voor 2007 vooral voornamelijk in het brakwater traject werd geobserveerd. In de loop van de jaren namen ook de jaargemiddelde cephalothorax lengte en het individueel drooggewicht van de individuen van deze soort toe. De cyclopide copepoden, die gedurende 2007-2008 sterk gedaald waren in abundantie in het zoetwatertraject, blijven beperkt in abundante. Cladoceren vertonen over de gehele tijdsreeks een wisselend abundantie patroon.

Vermits ook het spatiale verspreidingspatroon van *E. affinis* sterk is gewijzigd, werd nagegaan of deze soort zich meer over het zoetwatertraject verspreidt omdat de omgevingsfactoren er gunstiger zijn dan in het brakwater. M.a.w. of *E. affinis* een verschillende ‘conditie’ vertoont in zoetwater dan in brakwater. Dit blijkt gedeeltelijk het geval: de cephalothorax lengte van de mannelijke individuen is significant hoger bij het zoetwater station Uitbergen dan bij Boei 87, maar niet verschillend van de cephalothorax lengte gemeten bij Antwerpen. Het individueel drooggewicht en de conditiefactor (drooggewicht/ cephalothorax lengte) zijn niet significant verschillend tussen zoet en brakwater. Opvallend is dat de intensiteit van parasitisme op *E. affinis* (epibionte diatomeeën, ciliaten en fungi) toeneemt met de tijd.

De lange termijnreeks van abundanties werd eveneens bekeken voor de zijrivieren: Bovenschelde, Dender, Durme, Rupel. In de stroomopwaarts gelegen zijrivieren (Bovenschelde, Dender) domineren typische zoetwater organismen (cyclopiden, cladoceren), terwijl calanoïde copepoden dominant zijn in de meer stroomafwaarts gelegen Durme en Rupel. Het verloop van de abundanties in de tijd in de zijrivieren is in alle gevallen en voor alle groepen sterk gecorreleerd met die geobserveerd in het estuarium zelf, wat aangeeft dat het waarschijnlijk om dezelfde populaties gaat en/of dat de verbetering van de waterkwaliteit zich – althans met betrekking tot het zoöplankton – gelijktijdig en met vergelijkbare gevolgen manifesteert in het afvoerbekken en in het estuarium.

1.2.8. **Deelstudie 8: databeheer en communicatie**

De databank wordt actueel gehouden door het toevoegen, de kwaliteit te controleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2010-2011. Om deze activiteiten vlotter te laten verlopen werden dataformats uitgewerkt die een semi-automatische import van gegevens toelaten. De werkversie van de OMES databank werd binnen de rapporteringsperiode verder aangepast aan de noden en gefinaliseerd.

1.2.9. **Deelstudie 9: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden**

Deelstudie 9 volgt de ontwikkeling in Lippenbroek op. Water- en bodemkwaliteit, vegetatie, sedimentatie, erosie en getij werden in detail opgevolgd. Dit leidde tot meerdere wetenschappelijke publicaties, welke in dit hoofdstuk worden besproken.

Een nieuwe toevoeging aan deze deelstudie vormt de opvolging van de Burchtse Weel. In deze “aantakking” wordt via een sluizensysteem getij toegelaten in een weel. Dit systeem mag echter niet verward worden met een GGG. In de Burchtse Weel is slechts 1 lage gecombineerde in- en uitlaatconstructie; een GGG kent een hoge inlaat en een lage uitlaat. Dit verschil maakt dat in een GGG de getijdenkarakteristieken heersen zoals op slikken en schorren. In Burchtse Weel is een veel sterkere tijslag aanwezig, wat resulteert in veel sterkere aanslibbing (tot 1 cm/dag).

Hoofdstuk 2. Basiswaterkwaliteit

T. Maris

P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 2, periode 2010-2011

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOBÉ), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

Met dank aan het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout voor het ter beschikking stellen van tij- en debietsgegevens.

Met dank aan Jens Verschaeren, Dimitri Van Pelt, Tom Van der Spiet en Anne Cools voor staalname en analyse.

2.1. Inleiding

De opvolging van de basiswaterkwaliteit in het kader van omes loopt reeds meer dan 15 jaar, wat een zeer waardevolle tijdreeks oplevert. Langetermijntrends kunnen nu duidelijker onderscheiden worden van jaarlijkse schommelingen die bijvoorbeeld het gevolg zijn van andere weersomstandigheden.

In 2011 werd ook een Evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium voorgesteld: een methodiek die moet toelaten de toestand van het estuarium te evalueren, als beleidsondersteunend instrument, voor een beter beheer van het ecosysteem. Voor waterkwaliteit werden verschillende criteria uitgewerkt, welke voor de Zeeschelde zullen getoetst worden op basis van de OMES en VMM dataset. In dit hoofdstuk zullen daarom reeds een aantal van die criteria getoetst worden.

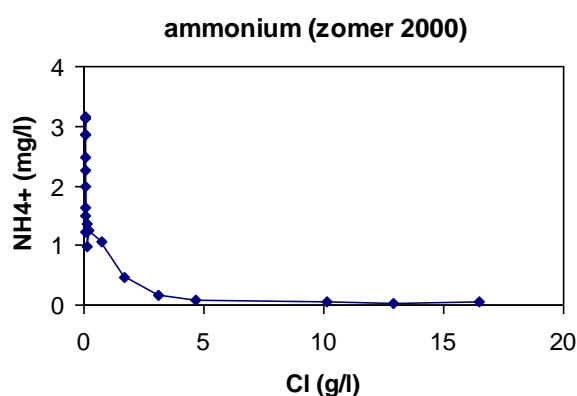
2.2. Surface plots

Om de grote dataset zowel in tijd als ruimte mooi grafisch te kunnen weergeven, wordt gebruik gemaakt van surface plots. Met lijngrafieken kan slechts ruimte of tijd weergegeven worden. Daarom is binnen dit hoofdstuk gekozen om te werken met surface plots, waarbij op de x-as de tijd is weergegeven, op de y-as de kilometerafstand tot Vlissingen. De meetwaarden zijn met een kleurschaal weergegeven. Om verschillen in lage waarden ook in de verf te zetten, is vaak een niet-lineaire kleurschaal gehanteerd. Op deze wijze kunnen de soms lage concentraties ter hoogte van de grens en veel hogere concentraties in het zoete toch op 1 figuur overzichtelijk weergegeven worden.

Voor een evaluatie of interpretatie van het ecosysteem functioneren is het nuttig te achterhalen welke parameters een stijging of daling vertonen in tijd en ruimte. Evoluties in de tijd kunnen eenvoudig uit tijdreeksen worden afgeleid. Evoluties in de ruimte zijn minder eenvoudig af te leiden. Een dalend concentratieprofiel langsheen de lengteas van het estuarium, duidt niet meteen op een absolute afname of verwijdering van die stof. Verdunning met zeewater bepaalt in grote mate het concentratieprofiel. Stoffen die niet interageren met het estuarium vertonen een zogenaamd conservatief menggedrag, en nemen van zoet naar zee af in concentratie door verdunning. Chloride vertoont zo'n conservatief gedrag. Hoewel er een continue beperkte input van chloride is vanuit het bekken, wordt het chloride gehalte in het estuarium in hoofdzaak

bepaald door uitwisseling met zeewater. Het chloride gehalte kan daarom als maat gebruikt worden voor de conservatieve menging of verdunning met zeewater.

Om elke afwijking van dit conservatieve mengprofiel zichtbaar te maken, kunnen concentraties van een bepaalde stof uitgezet worden ten opzichte van het chloride gehalte. Zo kan men afleiden of de stof zich lineair gedraagt met chloride. Elke afwijking hiervan wijst op een toe- of afname die niet kan worden toegeschreven aan verdunning. Hoewel deze methode vaak wordt toegepast op data van de Westerschelde, heeft ze een aantal grote nadelen. Als ze wordt toegepast op het ganse estuarium, worden alle punten uit de zoete zone te dicht opeen geplott, waardoor de methode voor de Zeeschelde ongeschikt is. Door vaak grote concentratieverschillen tussen zoete Schelde en Westerschelde, zijn bovendien met een lineaire x-as, geen duidelijke concentratieverschillen meer waarneembaar (Figuur 2.1). Tenslotte, wanneer zones met toe- of afname van een bepaalde stof worden gedetecteerd, is het niet rechtstreeks af te leiden uit de figuur waar die zones zich bevinden, aangezien alles uitgezet is ten opzichte van chloride. Zeker in de Zeeschelde kan het chloridegehalte sterk verschuiven, afhankelijk van het getij en het bovendebiet.

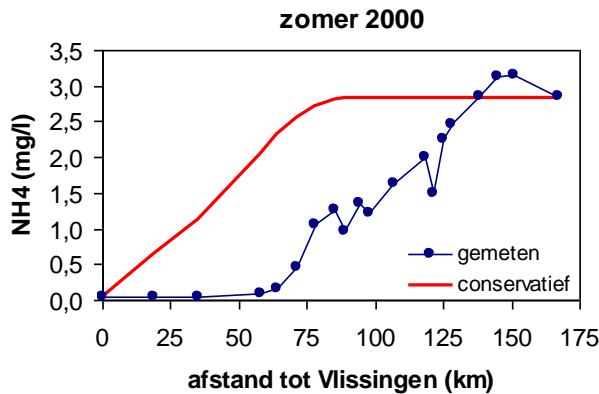


Figuur 2.1 Ammoniumgehalte uitgezet ten opzichte van chloride-concentratie.

Op basis van het chlorideprofiel in het estuarium, kan uitgaande van de concentratie van een stof in het begin en eind van het estuarium, het conservatieve profiel berekend worden: dit is het concentratieprofiel mocht er enkel menging met zeewater bestaan (Figuur 2.2). De berekening van dit conservatieve profiel is gebaseerd op Eyre et al. (2000) waar een chloride-gewogen interpolatie wordt gemaakt tussen een opwaartse en een afwaartse concentratie:

$$[E]_{x, \text{mix}} = (1 - [Cl]_x / [Cl]_{\text{afwaarts}}) * [E]_{\text{opwaarts}} + [Cl]_x / [Cl]_{\text{afwaarts}} * [E]_{\text{afwaarts}}$$

waarbij $[E]_{x, \text{mix}}$ = concentratie van element E op een zekere afstand x wanneer er enkel conservatieve mixing plaats heeft gehad.



Figuur 2.2 gemeten en conservatief concentratieprofiel voor Ammonium

Het verloop van dit conservatieve profiel wordt echter bepaald door de keuze van begin- en eindpunt. Ligt het gemeten profiel onder het conservatieve, is er duidelijk een afname die sterker is dan door conservatieve menging kan worden verklaard. In welke zone en hoe sterk de afname is, kan men niet afleiden.

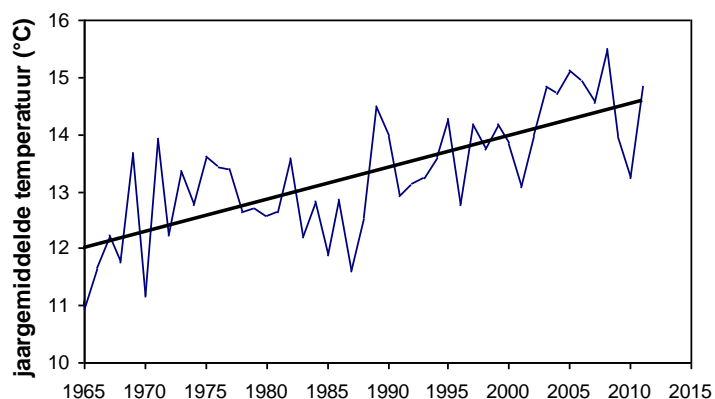
Door echter voor elk individueel meetpunt een conservatieve concentratie te bepalen op basis van de concentraties van die stof in het dichtstbijzijnde opwaartse en afwaartse punt, kan ook het verschil bepaald worden tussen de gemeten concentratie en de conservatieve concentratie, op dat ene punt. Dit verschil geeft aan of er ter hoogte van het meetpunt een toe- of afname is die niet het gevolg is van conservatieve menging. Een toename kan wijzen op een puntlozing (bv zijrivier) in de zone van het meetpunt. Het kan ook wijzen op allerlei processen of omzettingen die de concentratie van de stof doen toenemen. Omdat bij een grote tussenafstand tussen meetpunten er een langere weg is waarin de processen de concentratie kunnen wijzigen, worden de berekende toe- of afnames gedeeld door die tussenafstand. Zo krijgen we de toe- of afname van die stof per kilometer, bovenop de concentratieverschillen ten gevolge van conservatieve menging.

Door deze berekening voor elk punt van het estuarium uit te voeren, en voor elke campagne, kan een surface plot gemaakt worden met de toe- of afnames. Deze worden verder in dit hoofdstuk “verschilplots” genoemd.

2.3. Hydrologisch en klimatologisch overzicht

Na een relatief fris 2010 was 2011 gemiddeld genomen een zeer warm jaar. Ondanks een relatief koele zomer, kende 2011 de hoogste gemiddelde jaartemperatuur te Ukkel (KMI). De gemiddelde watertemperatuur brak in 2011 echter geen rekords (Figuur 2.3). 2008 kende gemiddeld de hoogste watertemperatuur ter hoogte van het meetstation grens. Over de OMES meetperiode (1996-2011) valt geen significante stijging van de gemiddelde temperatuur op te tekenen. Over langere periode wel: op een tijdsspanne van ca 50 jaar nam de gemiddelde temperatuur zo’n 2°C toe.

gemiddelde temperatuur aan station Grens



Figuur 2.3 jaargemiddelde watertemperatuur ter hoogte van het station Grens

In de Evaluatiemethodiek wordt temperatuur opgenomen als verklarende parameter, waarvoor criteria voorhanden zijn. In tabellen 2.1 tot 2.4 worden de gemiddelde, maximale en minimale temperatuur weergegeven per zone voor de 4 seizoenen., met in kleur de overschrijdingen van het criterium. 2011 valt op door een warm voorjaar en najaar wat betreft watertemperatuur.

Bij de beoordeling van de seizoensgemiddelde temperatuur heeft de definiëring van de seizoenen een grote invloed: welke maanden worden als zomer, herfst, winter of lentemaanden bestempeld. Hier wordt dezelfde indeling gehanteerd als deze van het KMI: zomer betreft de maanden juni, juli en augustus; herfst is september – oktober – november etc.

Tabel 2.1 Gemiddelde, maximale en minimale wintertemperatuur (°C) voor de verschillende zones in de Zeeschelde. Oranje markering duidt op een overschrijding van het temperatuur criterium uit de Evaluatiemethodiek: 8 °C.

winter	gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	4,4	8,0	1,5	3,6	6,5	0,6	4,1	6,8	1,7	5,4	7,2	2,3
1997	5,1	9,3	-0,2	5,6	9,0	-0,2	7,3	7,4	7,2	7,5	8,8	6,4
1998	7,6	10,3	6,5	7,7	10,3	6,3	7,9	10,5	5,7	8,4	11,9	5,3
1999	8,3	14,1	5,7	7,0	12,9	4,8	5,8	7,9	4,0	6,5	8,8	3,8
2000	7,6	10,3	5,6	7,7	10,2	6,1	8,3	10,4	7,2	8,5	10,7	7,2
2001	6,9	9,2	3,1	6,8	8,4	3,7	7,1	8,2	6,1	7,3	8,7	6,2
2002	5,7	9,0	3,1	4,9	7,1	3,6	5,9	6,9	5,1	6,3	8,2	5,0
2003	5,9	8,8	3,5	4,9	6,9	2,5	5,5	6,9	3,8	6,8	7,9	5,1
2004	7,1	8,9	6,0	6,2	7,3	5,4	6,1	7,2	5,3	6,3	8,3	5,1
2005	6,6	7,6	5,3	6,2	7,1	5,4	6,2	7,3	5,5	7,4	9,6	5,6
2006	6,1	9,7	3,7	5,5	8,7	3,3	6,2	8,4	3,6	6,4	9,0	4,9
2007	8,1	8,8	7,6	8,3	8,8	7,9	8,5	9,2	7,9	8,9	9,7	8,2
2008	7,0	8,2	5,6	7,0	9,2	5,6	6,8	8,9	4,8	7,5	9,3	5,6
2009	8,0	10,3	1,7	7,5	10,8	1,1	3,8	5,7	1,7	4,8	5,9	2,3
2010	3,6	6,0	1,1	3,3	6,9	1,5	2,8	3,6	1,5	4,2	5,7	3,1
2011	6,2	8,5	3,9	6,2	6,9	5,4	6,7	7,8	5,5	6,8	8,0	5,4

Tabel 2.2 Gemiddelde, maximale en minimale lentetemperatuur (°C) voor de verschillende zones in de Zeeschelde. Oranje markering duidt op een overschrijding van het temperatuur criterium uit de Evaluatiemethodiek: 15 °C.

lente	gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	9,1	14,0	5,0	9,7	14,6	5,6	10,8	15,0	5,6	11,2	15,1	5,6
1997	12,6	17,3	9,1	12,7	17,5	9,2	11,4	12,4	10,2	11,8	13,0	10,3
1998	13,1	18,7	9,0	13,3	20,5	8,8	14,5	21,6	9,8	15,3	23,3	9,9
1999	12,4	16,3	7,9	12,4	17,0	7,9	15,1	18,0	12,2	14,6	18,3	12,2
2000	12,7	18,5	7,6	12,9	18,4	7,8	12,4	17,5	7,8	12,5	18,0	7,8
2001	11,2	16,7	5,9	11,5	18,5	5,1	11,9	17,9	7,8	12,0	18,0	7,8
2002	12,9	18,2	8,8	13,2	18,6	9,1	14,7	19,4	10,1	14,8	19,3	10,4
2003	12,1	16,1	8,5	15,1	16,5	9,1	13,2	16,6	9,6	13,2	16,5	9,9
2004	11,9	14,9	8,9	12,2	14,8	9,5	12,7	15,4	9,8	13,0	15,6	10,0
2005	12,3	15,3	3,2	12,3	14,6	3,6	13,4	15,7	5,1	13,5	16,8	4,9
2006	11,1	15,8	4,8	12,3	17,0	5,1	12,9	18,0	5,6	11,8	18,7	5,6
2007	13,3	17,4	9,6	13,5	17,4	9,8	14,0	17,9	9,7	14,9	19,0	9,8
2008	13,3	18,1	8,8	14,6	20,7	9,3	14,9	20,8	9,1	15,2	20,5	9,6
2009	13,0	18,9	6,1	13,8	20,0	7,2	14,1	19,2	7,9	14,5	19,3	8,9
2010	10,8	14,3	5,3	11,5	14,7	5,6	12,9	16,9	7,4	13,1	20,4	8,1
2011	13,7	18,8	8,0	14,8	19,4	8,2	16,1	20,6	9,4	16,5	20,3	9,3

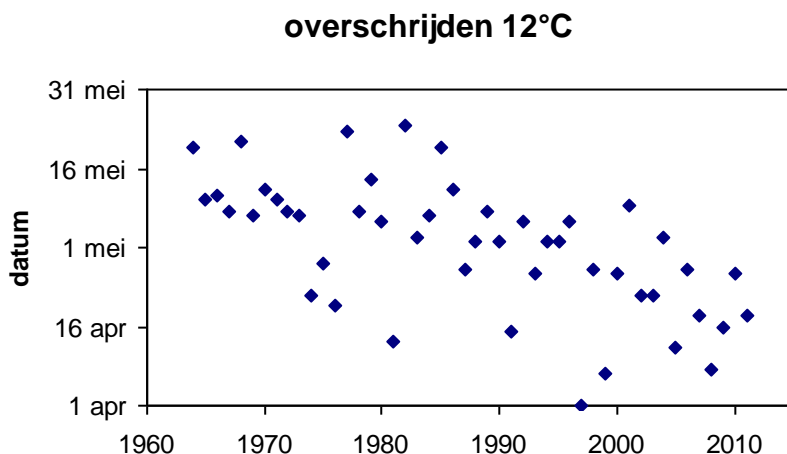
Tabel 2.3 Gemiddelde, maximale en minimale zomertemperatuur (°C) voor de verschillende zones in de Zeeschelde. Oranje markering duidt op een overschrijding van het temperatuur criterium uit de Evaluatiemethodiek: 21,5 °C. Rood duidt op een overschrijding van de maximumtemperatuur: 28°C.

zomer	gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	19,4	22,1	16,5	19,6	20,9	18,0	19,8	20,9	18,7	20,6	22,5	18,9
1997	21,6	25,3	18,2	22,2	25,7	18,8	21,0	25,1	18,2	21,3	25,6	18,1
1998	20,6	22,7	19,4	20,8	22,9	19,4	21,6	22,7	20,5	22,0	22,9	20,7
1999	21,0	23,1	18,3	21,1	23,5	18,3	20,9	23,6	18,0	20,9	24,2	18,0
2000	19,8	21,9	17,2	20,0	22,5	17,2	19,7	21,1	18,1	19,4	20,9	17,7
2001	20,4	22,0	17,2	20,9	23,3	17,4	21,3	23,5	17,8	21,2	23,6	17,5
2002	21,4	23,3	19,5	21,2	23,0	19,2	21,9	23,6	20,8	22,0	23,6	20,4
2003	22,4	24,2	21,1	22,7	23,9	21,3	22,2	23,1	21,7	22,8	23,5	22,0
2004	20,3	22,8	18,1	19,2	23,4	18,0	19,4	22,9	18,8	21,5	23,7	18,9
2005	19,5	21,6	16,9	18,5	21,5	17,8	19,6	20,9	18,2	20,2	22,2	18,5
2006	20,9	23,7	18,9	21,5	24,8	18,9	21,8	25,6	19,0	22,9	26,7	19,5
2007	20,4	21,3	19,2	21,0	22,4	19,4	21,3	22,4	19,9	21,7	22,9	19,9
2008	20,1	23,4	18,7	20,1	24,3	18,4	20,4	25,4	18,9	20,8	26,4	19,1
2009	20,7	23,7	17,7	21,6	26,0	18,2	21,4	24,2	18,5	21,6	23,4	18,4
2010	21,0	24,0	17,5	21,5	25,2	18,1	22,9	26,4	19,7	23,1	28,7	19,9
2011	19,6	21,1	18,3	20,2	22,5	18,4	20,4	23,5	18,8	20,1	22,6	18,7

Tabel 2.4 Gemiddelde, maximale en minimale herfsttemperatuur (°C) voor de verschillende zones in de Zeeschelde. Oranje markering duidt op een overschrijding van het temperatuur criterium uit de Evaluatiemethodiek: 15 °C.

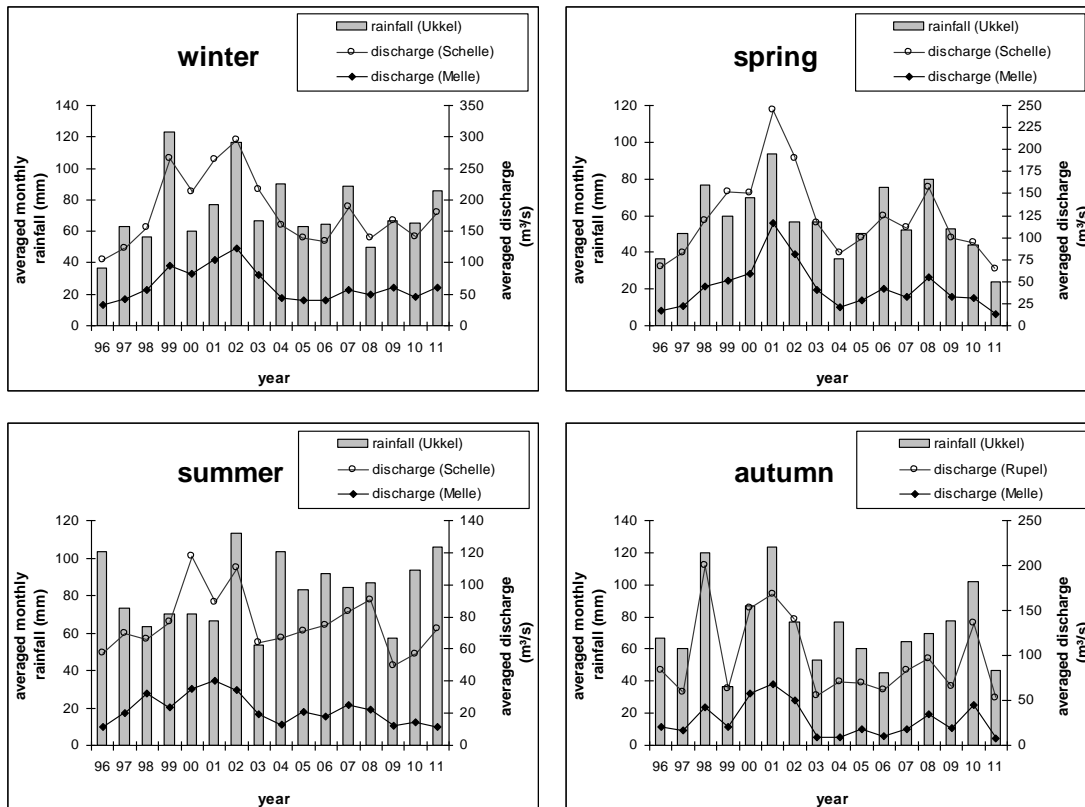
herfst	gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	15,6	20,0	8,5	14,5	17,1	11,9	14,5	16,6	12,0	15,0	17,5	12,2
1997	15,7	21,7	9,3	14,9	21,7	9,1	14,8	19,9	9,6	15,3	21,3	9,7
1998	12,9	18,1	7,7	11,6	16,7	7,1	11,3	15,5	6,8	11,5	16,0	7,1
1999	17,3	22,1	11,6	16,2	21,2	11,2	15,9	21,6	11,6	15,8	23,3	11,4
2000	14,9	20,3	9,0	14,0	19,7	9,0	13,7	17,8	9,5	13,7	18,0	9,4
2001	14,9	18,6	10,0	13,8	17,3	9,0	13,5	16,4	8,9	13,8	17,0	9,0
2002	15,6	20,3	11,9	14,9	18,9	12,6	14,7	18,6	12,2	15,1	18,9	12,4
2003	14,9	20,3	9,5	14,0	19,6	8,7	20,1	20,6	9,4	14,3	20,5	9,5
2004	14,9	19,8	9,9	17,5	20,0	9,4	17,8	19,0	9,4	14,2	18,9	9,4
2005	17,0	22,0	11,0	15,9	21,2	10,9	17,0	21,9	11,0	17,9	22,4	11,2
2006	16,1	21,0	10,6	17,0	20,1	10,3	16,0	20,3	10,2	16,8	21,1	10,6
2007	14,6	18,8	9,5	13,8	17,8	9,3	13,8	18,0	9,1	14,3	18,5	9,6
2008	15,9	21,0	10,2	18,4	20,1	10,0	15,7	20,3	9,5	16,6	21,0	10,1
2009	13,9	19,5	10,9	13,7	19,8	11,0	16,2	20,3	10,4	16,0	19,9	10,7
2010	16,0	20,5	10,2	15,5	19,6	10,5	17,0	19,6	9,4	16,5	19,2	9,4
2011	16,6	19,1	11,2	15,9	19,1	9,3	15,8	19,1	9,3	16,1	21,4	8,9

De Evaluatiemethodiek bekijkt ook het tijdstip waarop 12°C wordt bereikt in de waterkolom. Deze parameter is indicatief voor het tijdstip waarop bepaalde organismen tot bloei zullen komen. Het is overduidelijk dat dit tijdstip steeds vroeger op het jaar komt (Figuur 2.4).



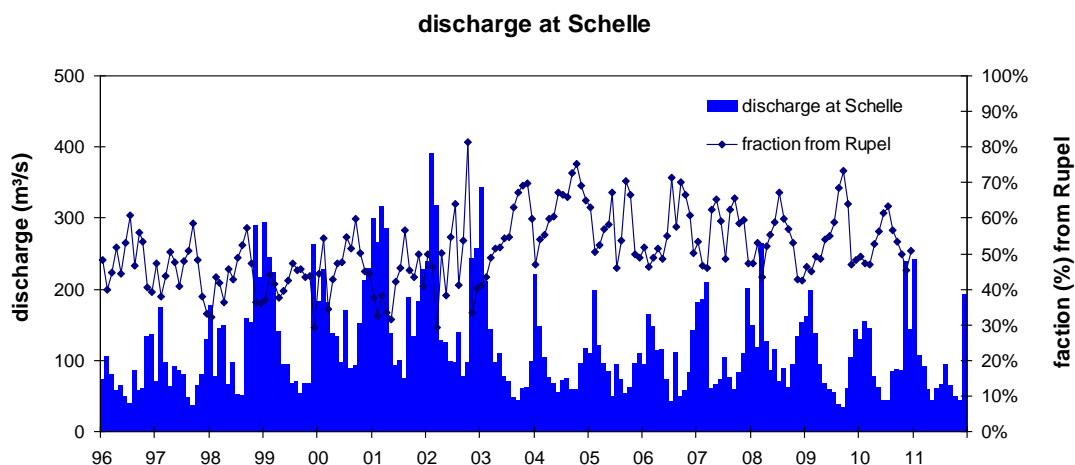
Figuur 2.4 Tijdstip van de campagne waarop voor het eerst een watertemperatuur boven 12°C wordt gemeten, aan het station Grens.

Na een winter met relatief veel sneeuwval, volgt een zeer droge lente: de derde droogste lente ooit sinds de waarnemingen van het KMI. Dit vertaalt zich dan ook in lage lentedebieten: de laagste sinds de start van de OMES metingen (Figuur 2.5). De zomer was dan weer uitzonderlijk nat met veel neerslagdagen, veel neerslag en hogere debieten. De herfst kende terug uitzonderlijk weinig neerslag: de debieten waren weerom de laagste sinds de OMES metingen.

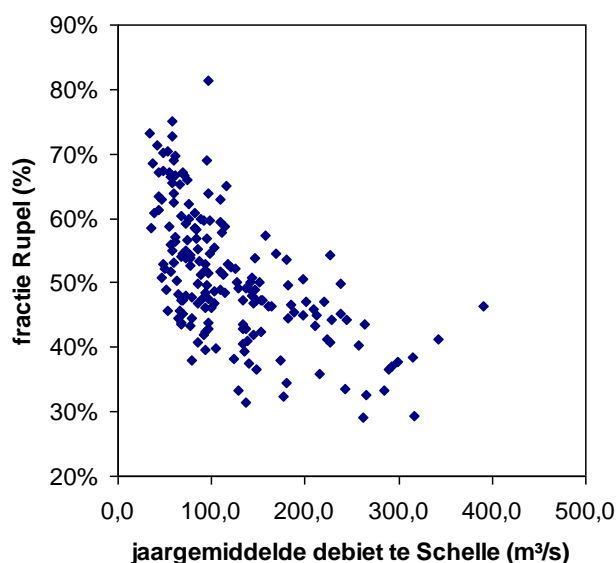


Figuur 2.5 maandgemiddelde neerslag te Ukkel (data KMI) en gemiddelde debiet te Schelle en Melle voor de 4 seizoenen.

In de wintermaanden, maar ook in lente en herfst, volgt het debiet mooi het neerslagpatroon. In de zomer is dit verband echter zoek. Vermoedelijk speelt het sluisbeheer hier een grote rol: bij de lagere zomerdebieten wordt veel water omgeleid om kanalen te voeden. Figuur 2.6 toont het maandgemiddelde debiet te Schelle en de fractie hiervan die afkomstig is uit het Rupelbekken. In de winter is die fractie kleiner dan de helft, in de zomer kan dat oplopen tot meer dan 75%. Hoe lager het debiet, hoe minder zoetwater vanuit de Bovenschelde in het estuarium komt (Figuur 2.7), maar wordt omgeleid naar kanalen.



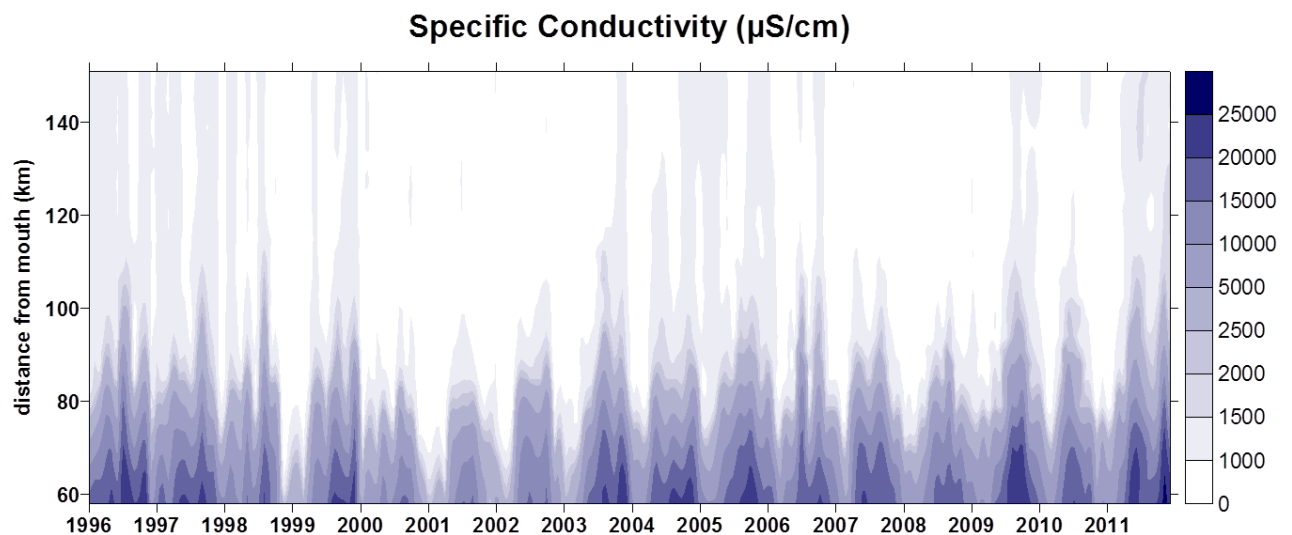
Figuur 2.6 Maandgemiddelde debiet te Schelle en de fractie hiervan afkomstig uit Rupel



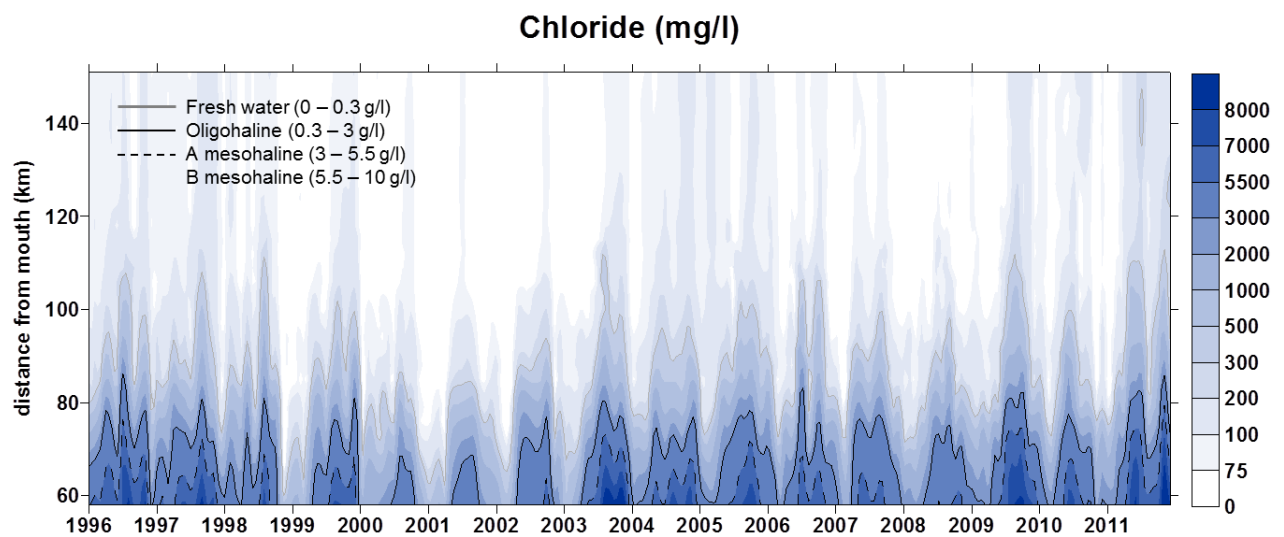
Figuur 2.7 Correlatie tussen het jaargemiddelde debiet te Schelle (m^3/s) en het aandeel van de Rupel in de dit debiet.

2.4. Saliniteit, specifieke geleidbaarheid en chloride

Echte saliniteitsbepalingen worden niet gedaan in het kader van OMES. Wanneer in dit rapport, in andere deelluiken, melding wordt gemaakt van saliniteitsgegevens, betreft het steeds een omrekening van Specifieke geleidbaarheid naar saliniteit. Specifieke geleidbaarheid is immers een goede maat voor saliniteit, en een eenvoudige omrekening kan een goede benadering geven van het zoutgehalte. Een zeer nauwkeurige omrekening kan echter tijd en plaatsspecifiek zijn. Daarom wordt in dit hoofdstuk de voorkeur gegeven aan het voorstellen van de originele geleidbaarheidsdata (Figuur 2.8), of de gemeten chloride data (Figuur 2.9). Chloridegehalte wordt ook gebruikt als maat voor het zoutgehalte. Binnen OMES wordt het chloridegehalte zeer nauwkeurig analytisch bepaald (dus geen benaderende omrekening uit specifieke geleidbaarheid). Aan de hand van de chloridegehalten, kan de Zeeschelde ingedeeld worden in klassen van zout naar zoet (Tabel 2.5). Deze indeling staat bekend als het Venice System, naar het Symposium of Classification of Brackish Waters in Venetië in 1958. In Tabel 2.5 staan de verschillende klassen met hun grenzen opgelijst voor het ganse Schelde-estuarium. De grenzen zijn evenwel niet scherp afgelijnd. Seizoenale schommelingen, veroorzaakt door schommelingen in het afvoerdebiet, vallen meteen op en maken dat de grens van het zoete 's winters zo'n 20 tot 30 km meer stroomafwaarts ligt dan in de zomer.



Figuur 2.8 Surface plot van de Specifieke Conductiviteit ($\mu\text{S/cm}$)



Figuur 2.9 Surface plot van Chloride (mg/l)

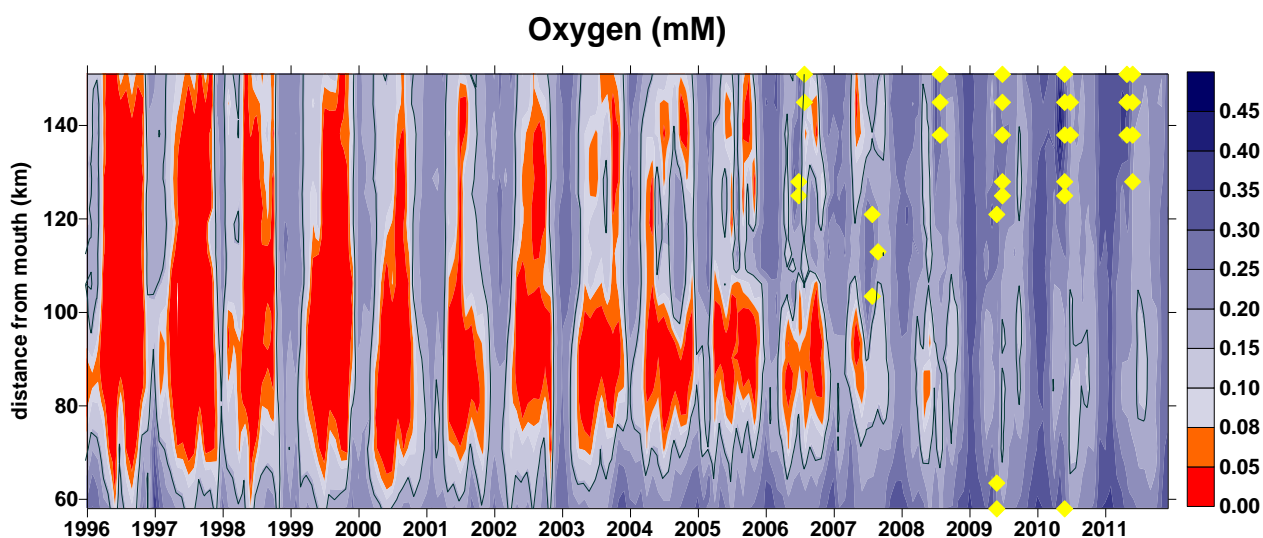
Tabel 2.5 indeling van het estuarium volgens chloride gehalte (Venice System)

Chloridegehalte	Locatie
limnetisch of zoet: < 0,3g Cl-/l	stroomopwaarts van Temse, zijrivieren onder getijdeninvloed (Rupel + zijrivieren en Durme).
oligohalien of zwak brak: 0,3g Cl-/l tot 3g Cl-/l	stroomopwaarts van Burcht tot Temse.
mesohalien of brak: 3g Cl-/l tot 10g Cl-/l <ul style="list-style-type: none"> A-mesohalien: 3 - 5,5 B-mesohalien: 5,5 - 10 	Schelde van de grens met Nederland tot Burcht
polyhalien of sterk brak: 10g Cl-/l tot 17g Cl-/l	Westerschelde Waarde - Walsoorden tot de Hooge Platen - Sloehaven
euhalien of zout: >17g Cl-/l	monding van de Westerschelde en de Noordzee

2.5. Zuurstof

De eerste meting van oversaturatie in de Zeeschelde dateert reeds van 2006. Sindsdien komt oversaturatie jaarlijks voor in grote delen van de zoete Zeeschelde, met in 2009 en 2010 ook oversaturatie tijdens voorjaarsbloei van algen in de brakke zone (Figuur 2.10). De periode van lage zuurstofwaarden in de zomer lijkt voorgoed achter de rug. De mechanismen achter deze omslag en de nu heersende hoge zuurstofwaarden, de shift van een heterotroof naar een autotroof systeem, worden toegeschreven aan de sterke algenbloei.

De evaluatiemethodiek schrijft voor dat per zone in het zomerhalfjaar 95% van de waarnemingen boven 5 mg/l dient te vallen, in het winterhalfjaar boven 6 mg/l. In 2011 wordt nog niet voldaan aan dit criterium. Wel duikt zuurstof nergens meer onder de 2,5 mg/l, het absolute zuurstofminimum uit de Evaluatiemethodiek.



Figuur 2.10 Surfer met zuurstofgehalte (mM). De zwarte lijn geeft de 5 mg/l (0,16 mM) grens aan. Oranje en rode waarden duiken onder 2,5 mg/l (0,08 mM). De gele stippen zijn metingen met oversaturatie.

In de volgende paragrafen wordt het zuurstofgehalte besproken per deelzone van het estuarium.

2.5.1. Zone met sterke saliniteitsgradient (stations Grens tem Antwerpen)

Het zuurstofgehalte is in het ganse estuarium sinds de eeuwwisseling duidelijk in stijgende lijn. Enkel ter hoogte van het station Grens was deze stijging minder uitgesproken. De zuurstofwaarden zijn hier nooit zo dramatisch laag geweest (meestal boven 60% tijdens OMES metingen 1995 - 2007) ten gevolge van uitwisseling met de zuurstofrijke Westerschelde. Toch werd in ongeveer de helft van de metingen de norm van 5 mg/l niet gehaald. De sterke seizoenale variatie met minima in de zomer en maxima in de winter die rond de Rupelmonding werd waargenomen, was voelbaar tot aan de grens. Bij hoge afvoerdebieten werd deze invloed verstrekt, zodat tijdens de zeer natte zomers van 2000, 2001 en 2002 de zuurstofwaarden aan de grens daalden, terwijl meer stroomopwaarts de hoge debieten resulteerden in een stijging van de zuurstofwaarden, mogelijks door verdunning van de vuilvracht.

De laatste jaren wordt ook aan de grens een duidelijke stijging van de zuurstofwaarden waargenomen. In het voorjaar van 2009 en 2010 wordt voor het eerst ook in de brakke zone oververzadiging gemeten tijdens OMES campagnes. Deze pieken in zuurstof vallen mooi samen met hoge chl a waarden. Er trad duidelijk een sterke algenbloei op in het vroege voorjaar. Deze bloei is te wijten aan de komst van de exoot *Thalassiosira*. In het vroege voorjaar van 2011 wordt weerom een sterke algenbloei waargenomen nabij de grens. De zuurstofwaarden bereiken echter

geen oversaturatie in dat jaar. Vanaf 2009 dalen de zuurstofgehalten in de zone met sterke saliniteitsgradiënt niet meer onder de 5 mg/l, waardoor de waterkwaliteit voor zuurstof voldoet aan de basisvereisten voor een goed functioneren van het ecosysteem.

2.5.2. Oligohaliene zone (Stations Kruibeke tem Temse)

Ter hoogte van de Rupelmonding (km 92, oligohaliene zone) is de seizoenale schommeling van de zuurstofverzadiging zeer uitgesproken, met maxima in de winter en minima in de zomer. In de jaren '90 ontstond er rond de Rupelmonding een zone van zuurstofdepletie die zich uitstreckte van de vroege lente tot in de herfst. Bacteriële afbraak van de vuilvracht tijdens de warmere maanden van het jaar zorgt voor een totale zuurstofdepletie in 1996 en 1997. De grote vuilvracht vanuit Brussel die via Zenne en Rupel hier in de Schelde stroomde, ligt aan de basis van de zuurstofdip. De Zenne is echter niet de enige boosdoener: ook van stroomopwaarts de Schelde is er aanvoer van een grote vuilvracht. En net in deze zone, waar er grote zoutschommelingen zijn en beperkte lichtdoordringing, is er maar weinig algenbloei om het zuurstofgehalte op te krikken. Geleidelijk neemt echter de zone van zuurstofdepletie af in ruimte en tijd. Gemiddeld is een stijging van het zuurstofgehalte waarneembaar. De beperkte jaargemiddelde stijging op het einde van de jaren '90 houdt gelijke tred met de stijging in de Rupel zelf en zou een gevolg kunnen zijn van toegenomen verdunning. Drogere jaren 2004 en 2005 kennen een terugval van de zuurstofverzadiging. 2003, een jaar met zeer lage afvoerdebieten, kent deze terugval in de Rupel niet. Vanaf 2006 stijgen de zuurstofwaarden wederom. Wellicht is dit het gevolg van de waterzuivering op de Zenne, die sinds dan operationeel is. De zuurstofwaarden in de Zeeschelde in het mondinggebied van de Rupel zijn echter reeds sinds 2003 in stijgende lijn, en een gevolg van de spectaculaire zuurstoftoename in de zoetwaterzone. Vooral in de zomer zijn de zuurstofwaarden in de zoetwaterzone sterk gestegen tussen 1996 en 2010. De zuurstofwaarden zakten in 2011 nog maar sporadisch onder de 5 mg/l in de oligohaliene zone. In deze zone dient 90% van de zomermetingen boven 5 mg/l uit te komen, een criterium dat nog niet gehaald wordt.

2.5.3. Zoete zone met lange verblijftijd (Lippenbroek tem Dendermonde) en zoete zone met korte verblijftijd (Appels tem Melle).

In de zoetwaterzone is de verbetering van het zuurstofgehalte het meest uitgesproken, vooral in de zomermaanden. In de zoete zone met lange verblijftijd is deze verbetering het eerst zichtbaar. Door de sterk toegenomen algenbloei en dus grote zuurstofproductie in de zoete zone met korte verblijftijd, wordt in die zone quasi alle NH_4^+ genitrificeerd en een deel van de koolstofvracht gemineraliseerd. Hierdoor neemt de zuurstofvraag in de erop volgende zoete zone met lange verblijftijd af, en neemt de zuurstofwaarde er toe. In de zoete zone met korte verblijftijd zelf blijft het zuurstofgehalte tot 2008 nog laag: de zuurstofvraag overtreft de productie. Vanaf 2008 krijgt echter de sterke primaire productie de bovenhand en kenmerkt deze zone zich door oversaturatie.

De waargenomen verbetering in de zoete zones tussen 1998 en 2002 wordt veroorzaakt door een betere zuurstofhuishouding in de Bovenschelde, wellicht een effect van toegenomen verdunning bij toegenomen debieten. Tussen 1998 en 2002 wordt immers een sterke daling van de concentratie aan biologische zuurstofvraag (BOD) waargenomen. De totale BOD-vracht daarentegen vertoont deze daling niet. Vanaf 2003 is er een trendbreuk: de stijging van de zuurstofconcentratie in de zoetwaterzone kan niet aan verdunning worden toegeschreven. Tussen 2003 en 2007 wordt immers een stijging van de BOD-concentratie genoteerd in de Bovenschelde. In de Zeeschelde zelf is de BOD in dalende lijn.

Vanaf 2009 worden de zomers in de zoetwaterzone gekenmerkt door frequente perioden van oververzadiging. Af en toe daalt het zuurstofgehalte nog eens onder de 5 mg/l, maar dit is

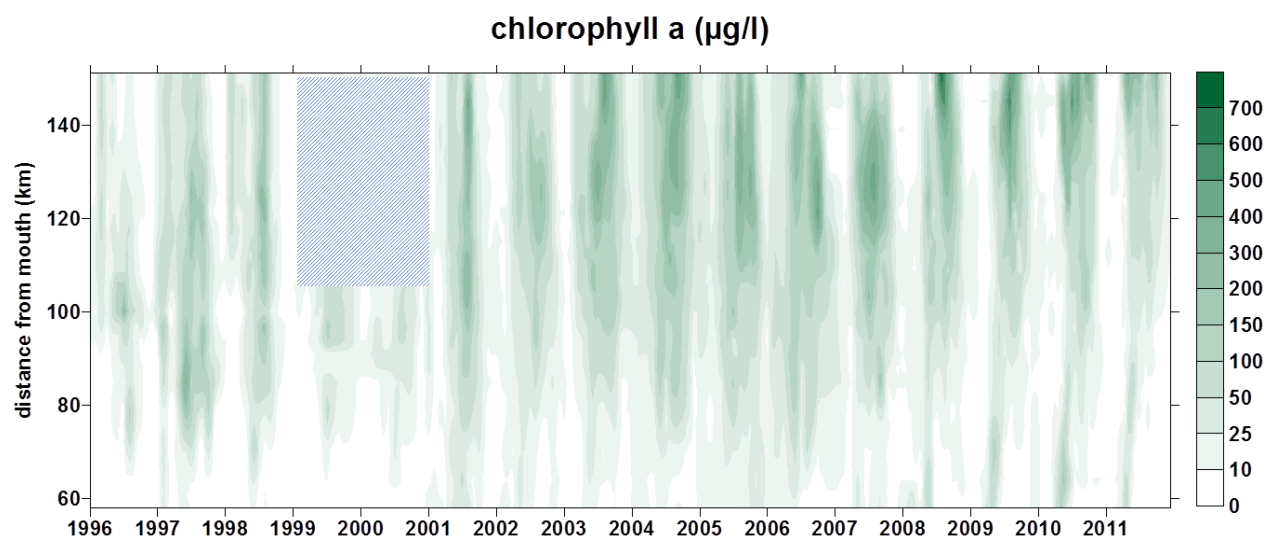
beperkt in tijd en ruimte. In 2011 werd steeds meer dan 5 mg/l gemeten, wat een positieve evaluatie oplevert.

Met de sterk toegenomen primaire productie moet wel een belangrijke kanttekening gemaakt worden bij de staalname. Door steeds 's ochtends te meten te Dendermonde en tegen de middag aan te komen te Melle, kan door primaire productie de zuurstofwaarde te Melle systematisch hoger liggen. Door steeds overdag te meten, is er ook geen beeld van mogelijke problemen 's nachts. Bij hoge algenbloei kan immers door nachtelijke respiratie van de algenbiomassa, en door bacteriële afbraak van afstervende algen, zuurstoftekort optreden. Gelukkig is er tot op heden niets dat wijst op zuurstofproblemen tijdens de nacht. Continue sondemetingen in de oligohaliene zone (Kruibeke) tonen dat de daling van het zuurstofgehalte 's nachts vrij beperkt is: er is geen sprake van nachtelijke zuurstofproblemen. In de zoete zone zijn er ook sporadisch continue metingen verricht te Dendermonde, met eenzelfde resultaat. Zeer sterke algenbloei leidt tot op heden niet tot zuurstofproblemen 's nachts. 's Ochtends vroeg worden nog steeds aanvaardbare zuurstofwaarden waargenomen (> 5 mg/l).

2.6. Chlorofyl a

De stijging van het zuurstofgehalte kan in de eerste plaats verklaard worden door de toegenomen zuurstofproductie. **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** Figuur 2.11 toont het chl a gehalte, als maat voor de algenconcentratie. Daaruit blijkt dat de algenbloei sinds 2004 enorm is toegenomen. In de zomer wordt de ganse zoete zone gedomineerd door zeer hoge chl a waarden, tot meer dan 500 $\mu\text{g/l}$. Sinds 2008 wordt ook in de zone met sterke saliniteitsgradiënt, nabij de grens, een sterkere bloei opgetekend die zich vroeger op het jaar voordoet.

De algenbloei van 2011 was in duidelijk contract met de voorgaande jaren: de chl a waarden lagen terug een stuk lager en de bloei concentreerde zich duidelijk in de meest opwaartse zone van het estuarium. Een algenbloei vroeg op het jaar in de zone met sterke saliniteitsgradiënt kwam in 2011 weer voor, maar ook veel beperkter.



Figuur 2.11 Surfaceplot met met het chl a gehalte ($\mu\text{g/l}$)

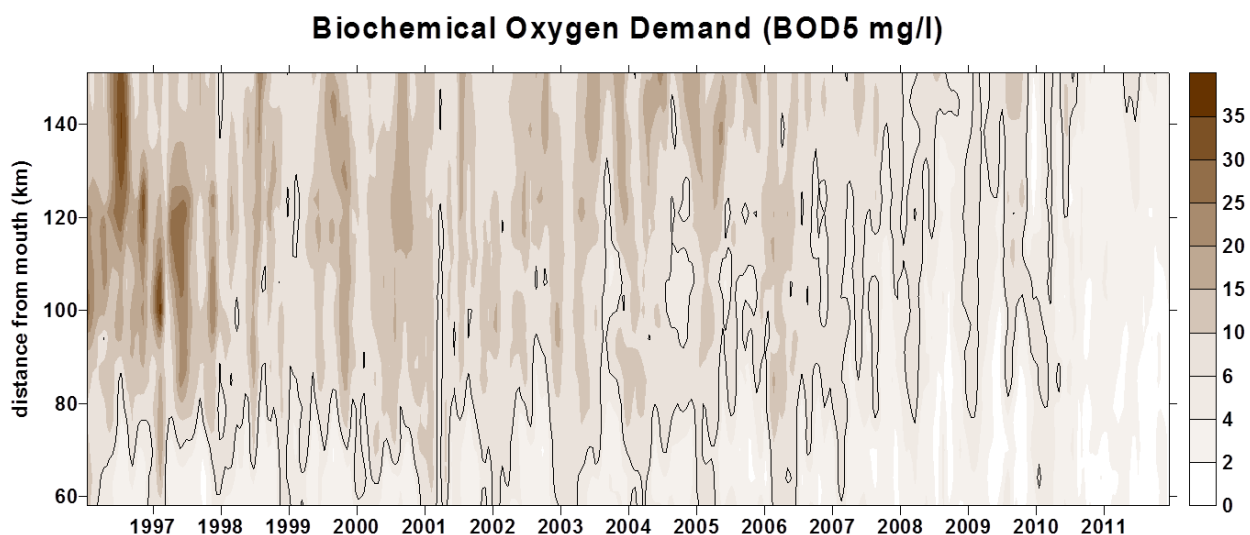
2.7. Biochemische zuurstofvraag

De biochemische zuurstofvraag (BOD5) is een complexe parameter en kent een grillig verloop (Figuur 2.12). BOD5 is een maat voor de organische belasting in het water, en wordt bepaald door een waterstaal gedurende 5 dagen donker te incuberen bij 20°C. De verbruikte zuurstof gedurende deze periode, is een maat voor de aanwezige hoeveelheid biologisch afbreekbaar materiaal. BOD5 zoals hier gerapporteerd omvat de zuurstofvraag voor mineralisatie van koolstof en de zuurstofvraag voor omzetting van ammonium tot nitraat (nitrificatie).

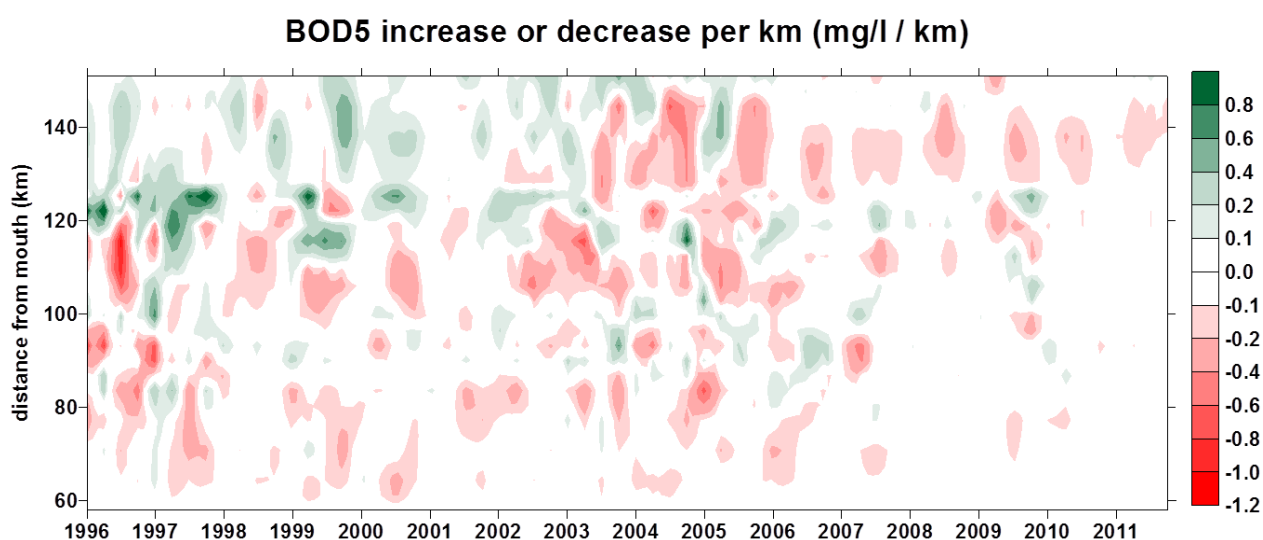
BOD5 bestaat in hoofdzaak uit een biochemisch afbreekbare koolstoffractie en een ammoniumfractie, welke bij nitrificatie ook zuurstof zal opeisen. Niet alle fracties breken echter even snel af, en deze afbraak is mede afhankelijk van de reeds aanwezige microbiële populaties in het Scheldewater. Daarom is interpretatie van de data niet eenvoudig. Toch is een duidelijke trend waarneembaar. De BOD5 concentraties zijn in dalende lijn, in hoofdzaak door snellere afbraak van de vuilvracht in het estuarium zelf onder de verbeterde zuurstofcondities. De input van BOD5 vanuit de zijrivieren is ook afgenomen, maar minder sterk.

In voorgaande OMES rapporten werd beschreven hoe de zuurstofvraag voor nitrificatie (aNOD) en de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (BOD-C) van elkaar kunnen onderscheiden worden. Voor drie stations in de Zeeschelde (Kruibeke, Dendermonde en Appels) werd deze oefening gedaan (Figuur 2.14). Daaruit blijkt dat de zuurstofvraag voor nitrificatie quasi volledig is verdwenen. De ammoniumgehalten zijn dan ook zeer sterk gedaald. De zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie toont een schommelend verloop, maar vertoont geen significante afname over de laatste 15 jaar. Vele inspanningen inzake waterzuivering ten spijt, blijft de BOD-C vrijwel constant in de Zeeschelde. Mogelijk wordt een daling van de antropogene koolstofvracht teniet gedaan door een toename van autochtoon geproduceerd detritus.

In het estuarium bestaat de zuurstofvraag momenteel dus quasi volledig uit de BOD-C. In de Evaluatiemethodiek werd voor BOD-C een bovengrens van 6 mg/l opgesteld. Figuur 2.12 geeft echter de BOD (hier dus BOD-C + aNOD) weer. Deze overschrijdt in 2011 nog net de grens van 6 mg/l. Aangezien in 2011 BOD in hoofdzaak uit BOD-C bestaat, wordt ook de BOD-C grens nog net overschreden en voldoet de Schelde in de zoete zone met korte verblijftijd nog niet aan de gestelde criteria. De andere zones voldoen wel.



Figuur 2.12 Surfaceplot met Biochemische zuurstofvraag (mg/l). De zwarte lijn geeft de grens van 6 mg/l BOD aan.

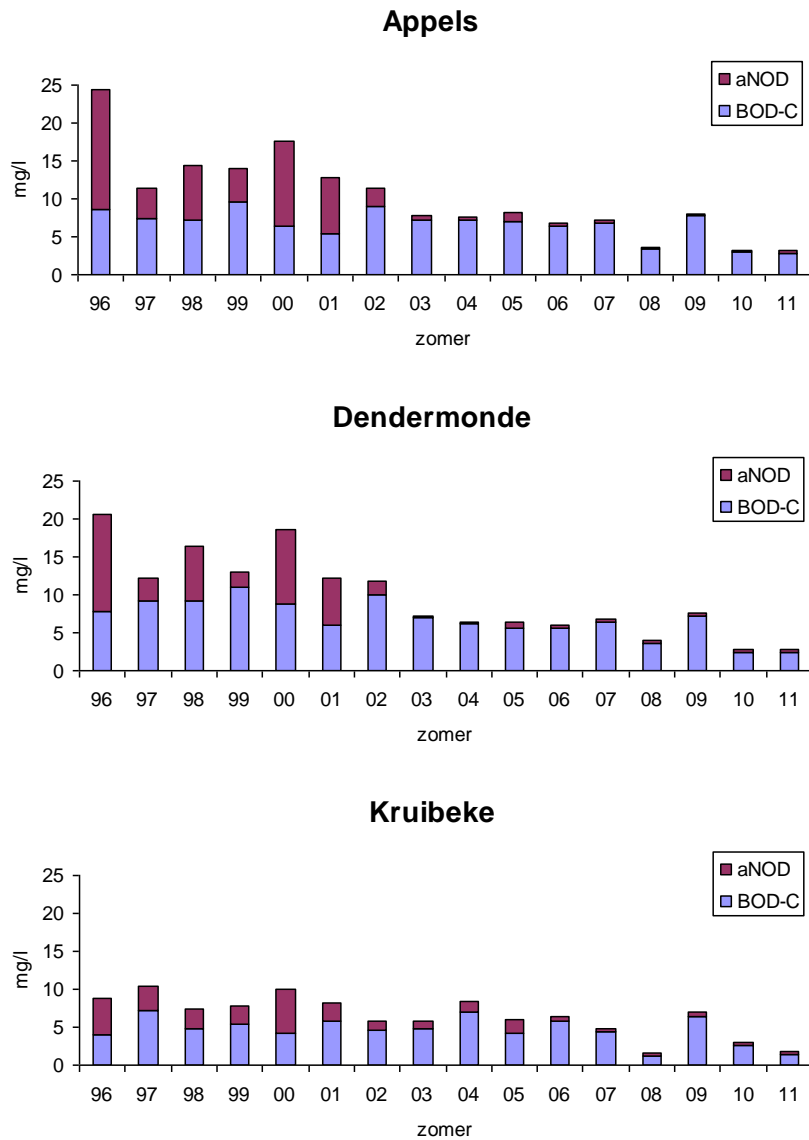


Figuur 2.13 Verschilplot voor BOD. Groen wijst op een toename van de BOD concentratie, rood op een afname, bovenop de concentratieverschillen ten gevolge van conservatieve menging.

De verschilplot voor BOD (Figuur 2.13) geeft inzicht waar de sterkste afname van de BOD concentratie zich bevindt. In de jaren '90 lag het zwaartepunt van de BOD afname verspreid tussen km 60 en 120. Opwaarts km 120, in de zoete zone met korte verblijftijd, was onvoldoende zuurstof beschikbaar voor volledige afbraak van de vuilvracht. In deze zone neemt de BOD zelfs toe, vermoedelijk vanuit Dender of zijdelingse input uit het bekken. Ook vrijstelling van NH_4 door trage afbraak van organisch materiaal in deze zone, kan een rol spelen.

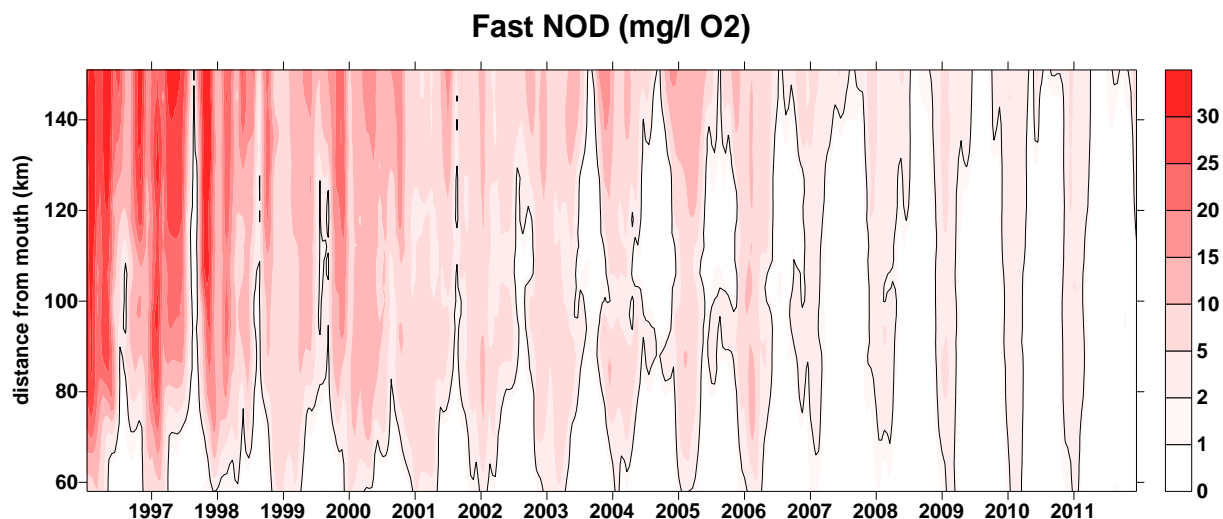
Vanaf 2003 neemt het zuurstofgehalte in de Zeeschelde spectaculaire toe. BOD kan nu wel verwijderd worden in de zone. Slechts een weinig BOD bereikt nog de meer afwaartse zones van de Zeeschelde. De BOD verwijdering in deze zones neemt dan ook af.

De input van BOD in het estuarium de laatste jaren ook sterk afgenomen. De hoofdmoot van deze input wordt nu snel verwijderd in de zoete zone met korte verblijftijd. Verop in het estuarium is er nog maar weinig BOD verwijdering, de waargenomen concentratiedaling is louter een verdunningseffect.



Figuur 2.14 biochemische zuurstofvraag te Kruibeke, Dendermonde en Appels. aNOD: anorganische stikstofzuurstofvraag; BOD-C: zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie

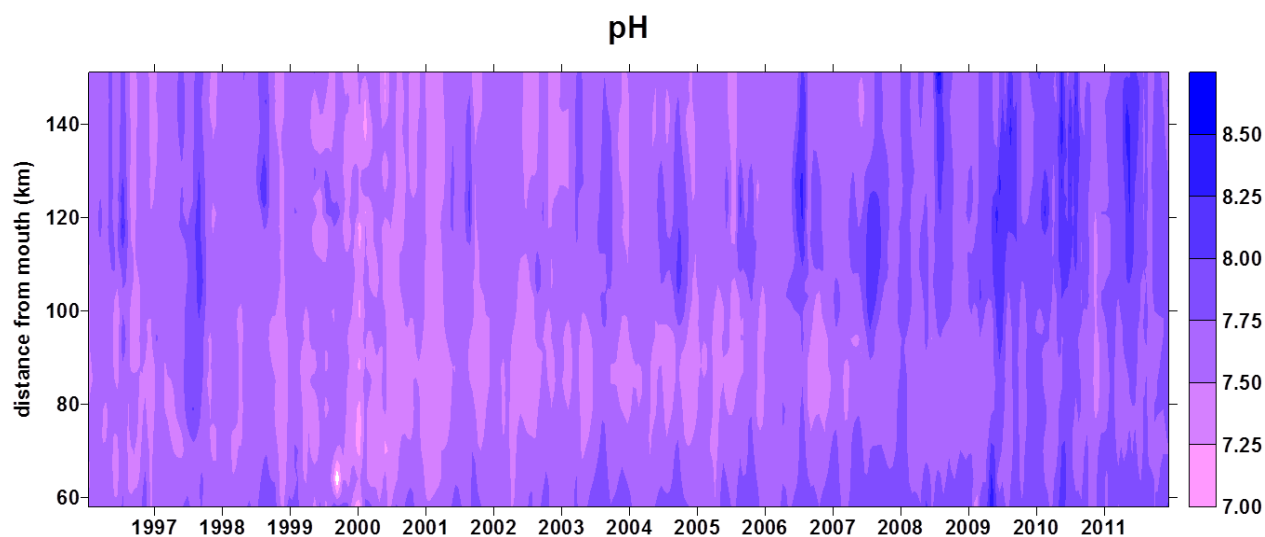
De aNOD, dit is de zuurstofvraag voor nitrificatie van de anorganische stikstofvormen (NO_2^- en NO_3^-), wordt binnen de Evaluatiemethodiek ook beoordeeld via de parameter FastNOD. Het is immers deze zuurstofvraag die voor een snelle zuurstofdaling kan zorgen. Figuur 2.15 toont dat deze zuurstofvraag zeer sterk is afgenomen, door de sterke daling van ammonium. Anno 2011 wordt bijna voldaan het criterium uit de evaluatiemethodiek (2 mg/l). Enkel tijdens de wintermaanden overstijgt FastNOD de norm. Door de lagere temperaturen wordt de FastNOD vrucht onvoldoende snel verwerkt in het estuarium en blijft de concentratie boven 2 mg/l. Daardoor leidt die overschreiding van het criterium, net door de lagere temperaturen en de vertraagde microbiële activiteit, niet tot een snelle daling van het zuurstofgehalte.



Figuur 2.15 Surfaceplot met FastNOD (mg/l). De zwarte lijn geeft de grens van 2 mg/l weer.

2.8. pH

De schommelingen in pH (Figuur 2.16) volgen mooi de evolutie van de algenbloei, en de afname van sterke bacteriële activiteit. Bij elke algenbloei stijgen de pH waarden. De trendbreuk tussen de periode 1996-2002 en 2003-2010 wordt bijgevolg ook waargenomen in de pH, met gemiddeld hogere pH-waarden de laatste jaren. Ter hoogte van de Rupelmonding, waar er sterke bacteriële afbraak plaatsvindt, situeert zich het pH minimum, een minimum dat langzaam vervaagt. De algenbloei die de gradiëntzone kende in het voorjaar van 2009 en 2010 vinden we ook terug in een toename van de pH in de bewuste periode. In 2011 is die pH stijging niet scherp waar te nemen. Sinds 2008 overstijgt de pH tijdens sterke algenbloei af en toe de norm van 8,5 (Vlarem II). In 2011 was er geen overschrijding van pH 8,5.



Figuur 2.16 Surfaceplot met Zuurtegraad (pH)

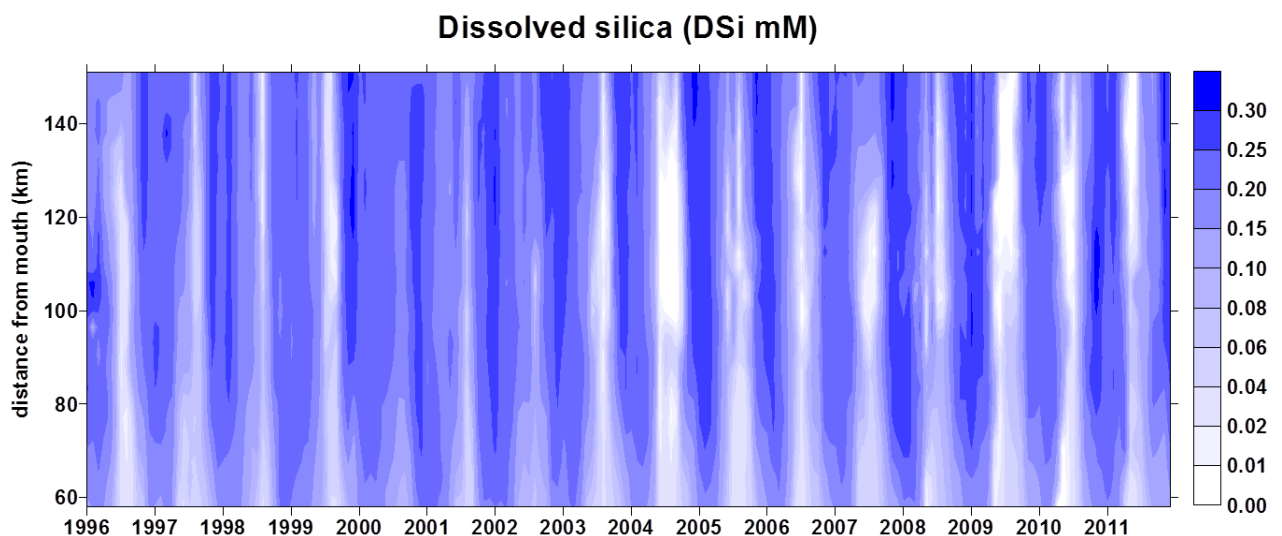
2.9. Silicium

Opgelost Silicium (DSi) kent een duidelijk seizoenaal patroon, met zomerse minima tijdens pieken van consumptie door diatomeeën. Figuur 2.17 illustreert de trendbreuk tussen de periode 1996-2002 en 2003-2011. In de jaren '90 kwam DSi-depletie ($\text{DSi} < 0,01 \text{ mM}$) slechts sporadisch voor, de pieken in algenbloei waren immers beperkt. In de zeer natte zomers van 2000, 2001 en 2002 was er wellicht ook een verhoogde aanvoer van silicium uit het bekken. In 2011 was er echter veel minder DSi tekort dan in de voorgaande jaren, wellicht wegens de veel mindere algenbloei.

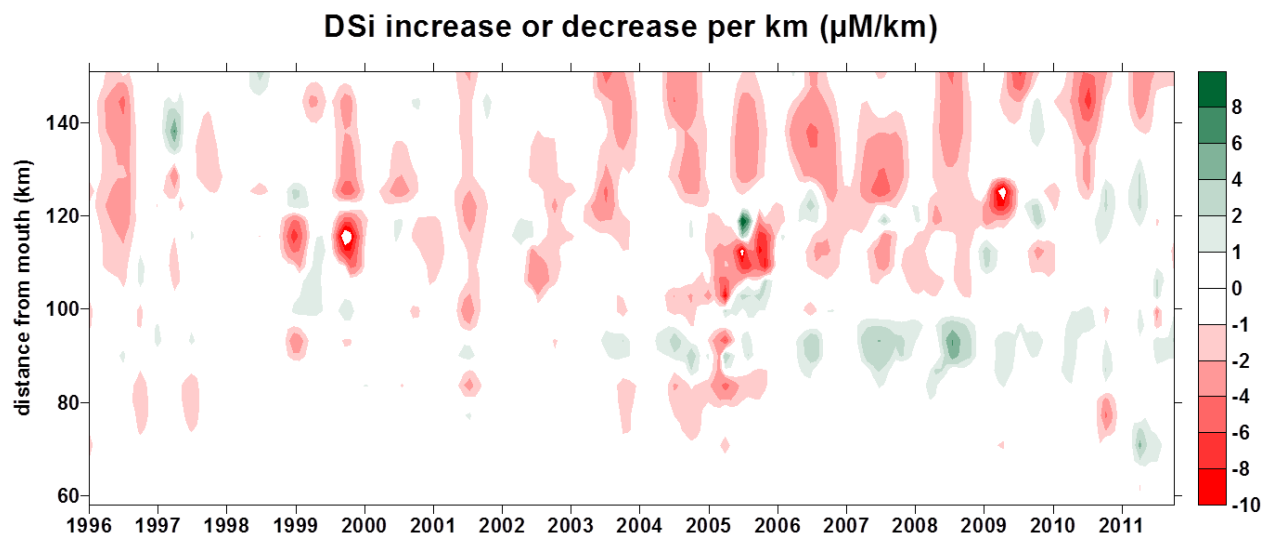
Vanaf 2003 is silicium depletie een jaarlijks terugkerend fenomeen, waarbij het probleem zich niet meer beperkt tot de zoete zones alleen. Depletie treedt nu ook geregeld op in de oligohaliene zone en de zone met streke zoutgradiënt. De sterkste afname van de siliciumconcentratie situeert zich in de meest opwaartse zone van het estuarium (Figuur 2.18). Tijdens perioden van sterke algenbloei is hier een sterke daling van DSi waarneembaar. Rond de Rupelmonding en recent ook in de regio van Dendermonde is een toename van DSi te zien. Vermoedelijk is dit de DSi input van deze zijrivieren.

Sinds 2003 worden, door de veel sterkere consumptie door algen, de perioden met lage DSi-concentratie groter en rijken tot aan de grens. In 2010 kon depletie gemeten worden van de grens tot Melle. In 2011 was de algenbloei minder intens en ook bijgevolg ook de DSi depletie.

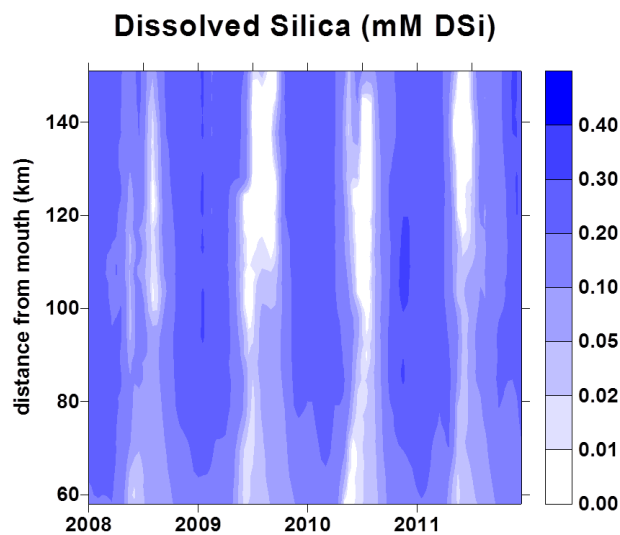
DSi is essentieel voor diatomeeën: zij hebben de opgeloste vorm van silicium, DSi, nodig voor de bouw van hun skelet. Eens vervat in biochemische structuren is dit silicium niet meer direct opneembaar. Deze niet opneembare biogene fractie (BSi) wordt sinds 2008 binnen OMES mee gemeten, in het kader van de Moneos verplichtingen. Figuur 2.19, Figuur 2.20 en Figuur 2.21 tonen voor de periode 2008 – 2011 de concentratie opgelost silicium, biogeen silicium en de som van beide (totaal silicium). Het is duidelijk dat tijdens sterke algenbloei de DSi-concentratie daalt, de BSi-concentratie stijgt. De fluctuaties in TSi zijn minder extreem maar vertonen wel een duidelijke seizoenaliteit. De voorjaarsbloei nabij de Grens van *Thalassiosira* vertaalt zich ook in een lokaal verhoogde BSi concentratie.



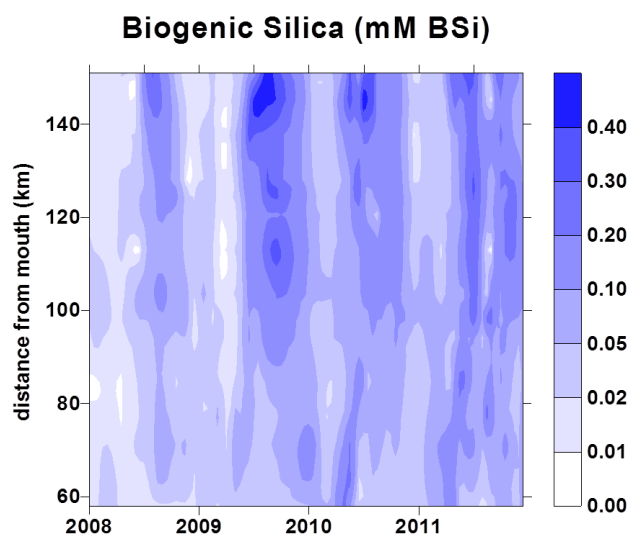
Figuur 2.17 Surfaceplot met opgelost silicium (mM DSi)



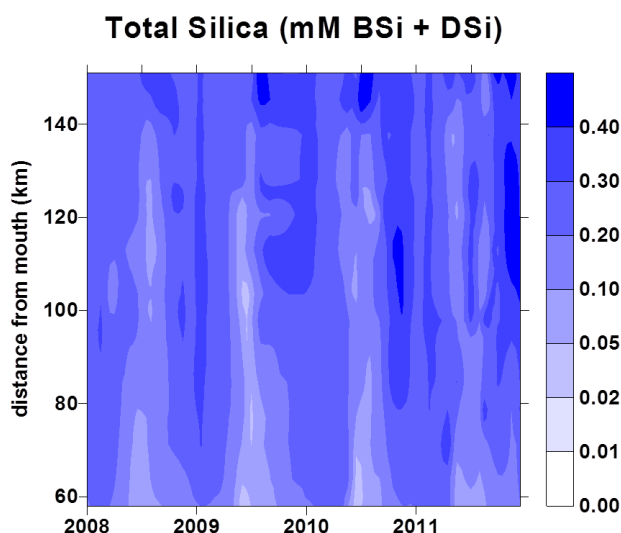
Figuur 2.18 Verschilplot voor DSi. Groen wijst op een toename van de DSi concentratie, rood op een afname, bovenop de concentratieverschillen ten gevolge van conservatieve menging.



Figuur 2.19 Surfaceplot voor opgelost silicium (mM DSi): detail 2008-2011



Figuur 2.20 Surfaceplot voor biogeen silicium (mM BSi): detail 2008-2011



Figuur 2.21 Surfaceplot voor totaal silicium (mM BSi + DSi): detail 2008-2011

2.10. Stikstof

Stikstofconcentraties worden sterk beïnvloed door het zuurstofgehalte. Sinds de start van de OMES metingen, zijn de ammoniumconcentraties spectaculair gedaald (Figuur 2.22), parallel aan de stijging van zuurstof. Hogere zuurstofwaarden laten een efficiënte nitrificatie toe, waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat. Vermits bacteriële nitrificatie temperatuursafhankelijk is, kent de ammoniumconcentratie een sterk seizoenal patroon met maxima in de winter (ondanks de hogere verdunning) en minima in de zomer. 's Zomers treedt er sterke nitrificatie op (Figuur 2.23) met duidelijke afname van NH_4 . Ammonium duikt de laatste jaren stevast onder de detectielimiet. Ammonium is nu beperkt tot de wintermaanden, met een NH_4^+ concentratie die vanuit de Bovenschelde het estuarium binnenkomt en verder verdunt richting Westerschelde. De daling van NH_4^+ doet zich zowel in de zijrivieren als in het estuarium zelf voor. De jaargemiddelde waarden in het estuarium liggen wel systematisch lager dan deze in de Rupel en Bovenschelde.

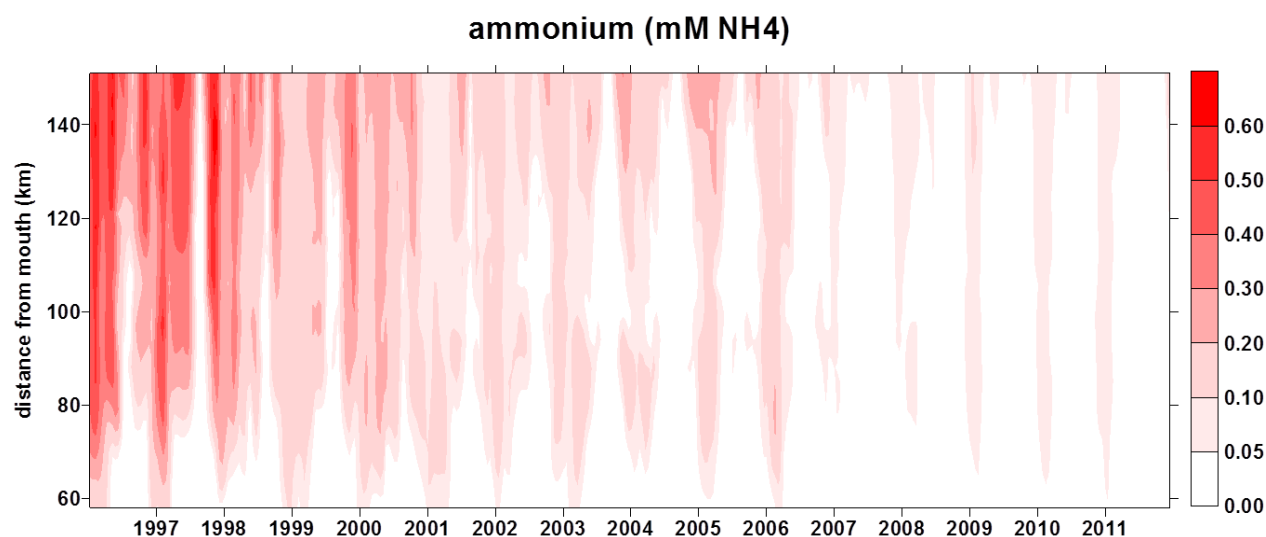
De nitraatwaarden stijgen parallel met de daling van ammonium (Figuur 2.24). Door de toegenomen nitrificatie, is een opmerkelijke stijging van nitraat in de zomer meetbaar. In de zomer speelt echter nog een ander fenomeen: denitrificatie. In anoxische omstandigheden wordt NO_3^- omgezet in N_2 -gas en verdwijnt het uit het systeem. Deze denitrificatie speelde een belangrijke rol in de zuurstofarme Zeeschelde in de jaren '90. Nitraat kende een seizoenal patroon met duidelijke minima in de zomer wanneer de denitrificatieactiviteit het grootst is. De verschilplot laat duidelijke afname van nitraat zien in de zomermaanden (Figuur 2.25). Met de stijgende zuurstofwaarden is deze denitrificatie wellicht afgenomen. Alleszins is met de stijgende zuurstofwaarden de nitrificatie toegenomen. Het wordt daarom interessant om naar de totale anorganische stikstof te kijken ($\text{TDIN} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$). TDIN vertoont eind de jaren '90 sterk dalende trend, die zich doorzet tot in 2002 (Figuur 2.28). Wederom kunnen debieten een verdunnend effect gehad hebben. Vanaf 2003 daalt TDIN echter langzaam verder, zij het beperkt, ondanks de dalende debieten. In de periode 2007-2011 is echter geen verder daling waarneembaar. Wel is een duidelijk seizoenal patroon zichtbaar, met de hoogste concentraties in de winter. De lagere concentraties in de zomer worden wellicht verklaard door denitrificatie en mogelijke opname van stikstof door algen.

De aanvoer van TDIN vanuit Bovenschelde is de voorbije jaren beperkt afgenomen. De sterkere daling die in de Zeeschelde in de jaren '90 wordt waargenomen, moet dus in hoofdzaak toegeschreven worden aan processen die zich in het estuarium zelf afspelen. De laatste jaren wordt wel een iets sterkere daling van TDIN waargenomen in de Bovenschelde en Rupel. Mogelijk werpt de inspanning naar tertiaire zuivering stilaan vruchten af, maar ook een daling van de diffuse input onder impuls van maatregelen in het bekken kan een verklarende factor zijn. De gevolgen van de gedaalde input in de Zeeschelde, wegen echter niet zwaar door op de output naar de Westerschelde. De TDIN-concentraties ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens zijn sinds 2003 tijdens de zomermaanden slechts beperkt gedaald. Mogelijk weegt het verlies aan denitrificatie zwaarder door dan een afname aan input in de Zeeschelde. In de wintermaanden wordt ter hoogte van de grens wel een daling van TDIN geregistreerd; in de winter is door lagere temperaturen denitrificatie zowieso laag en is het effect van dalende input uit het bekken merkbaar.

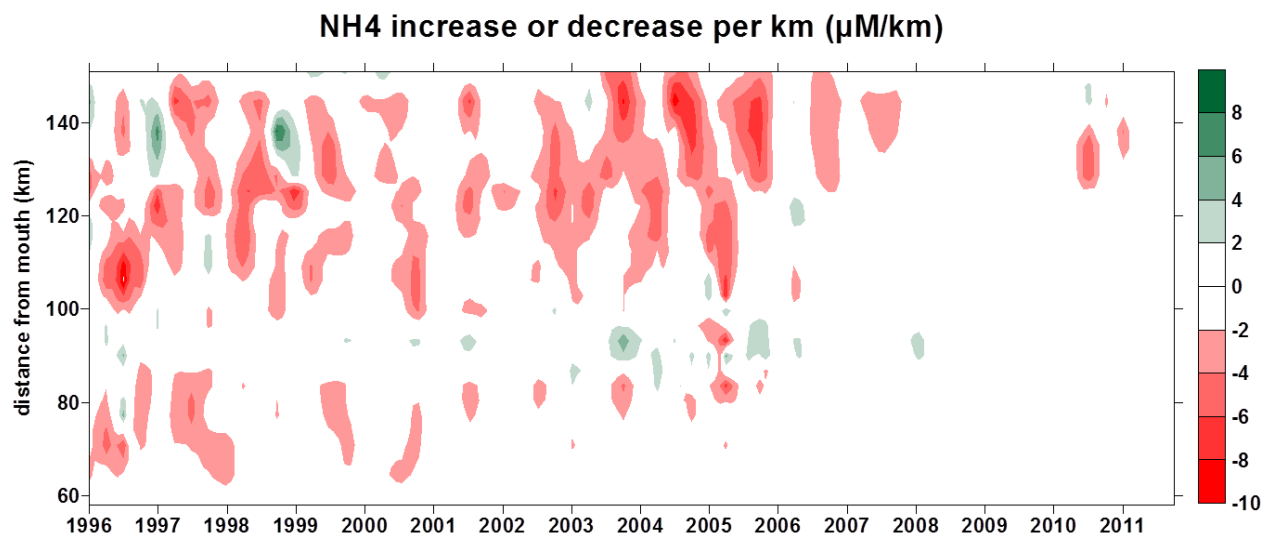
Voor TDIN schrijft de Evaluatiemethodiek voor dat de jaargemiddelde concentratie dient te dalen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar. Dankzij de dalende trend in de gehele Zeeschelde, zij het soms beperkt, wordt hieraan voldaan.

Wanneer enkel de organische stikstofcomponent wordt beschouwd (Kjehldahlstikstof – ammonium) valt zeker geen daling af te leiden (Figuur 2.29). De organische stikstof fractie vertoont een dalende trend tussen 1996 en 2002, mogelijks door verminderde input vanuit het bekken en verdunning. Vanaf 2003 neemt de concentratie terug toe, een trend die zich ook anno 2011 verderzet. Lokale primaire en secundaire productie zorgen misschien voor deze verhoogde organische stikstofvracht. Pieken in organische stikstof komen immers voor in de zomerperiode, tijdens sterke algenbloei.

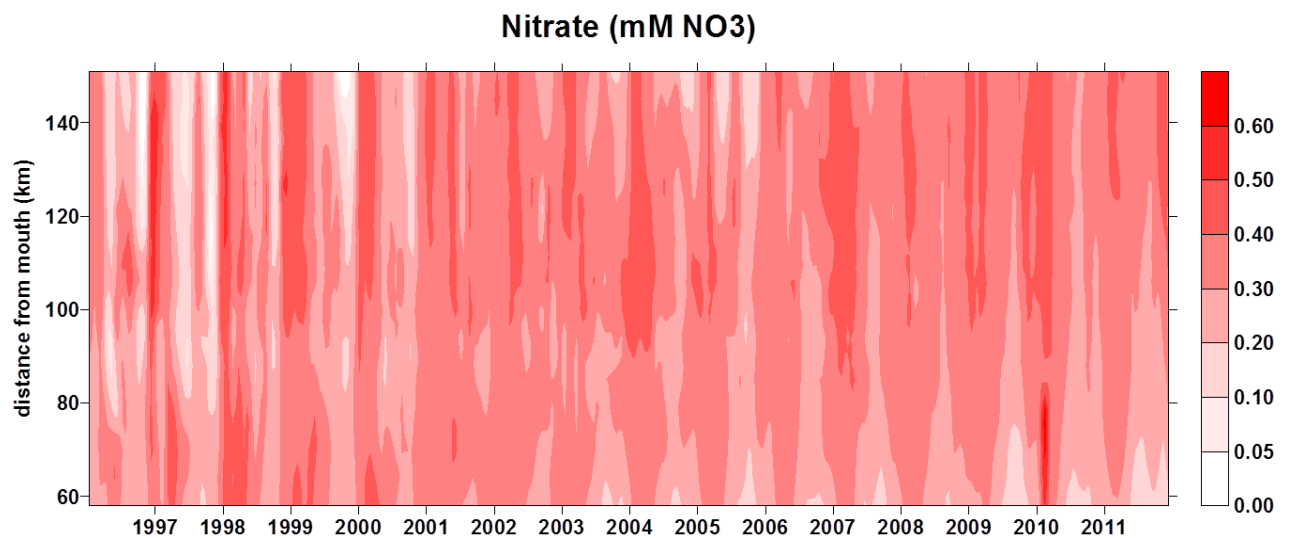
Stikstof kan ook voorkomen in de schadelijke vormen nitriet of ammoniak. Voor beide stikstofvormen zijn criteria opgenomen in de Evaluatiemethodiek. Hoewel nitriet duidelijk in dalende lijn is, wordt de norm voor een goede evaluatie in 2011 nog overschreden in de zoete zone met korte verblijftijd (Figuur 2.26). De grens voor ammoniak wordt sinds 2006 niet meer overschreden (Figuur 2.27).



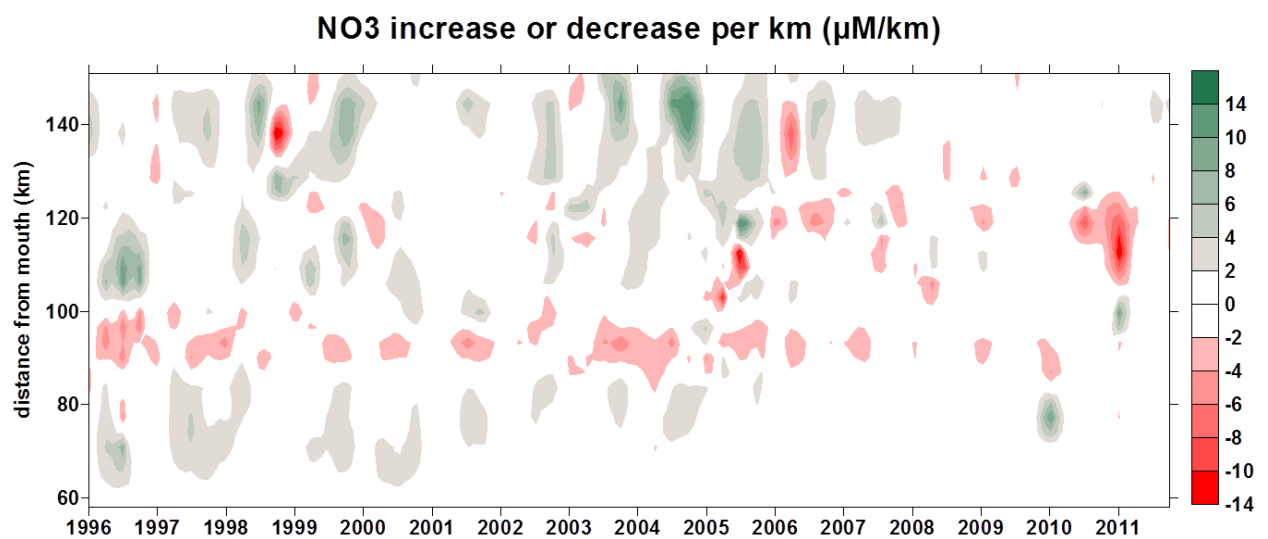
Figuur 2.22 Surfaceplot voor Ammonium (mM)



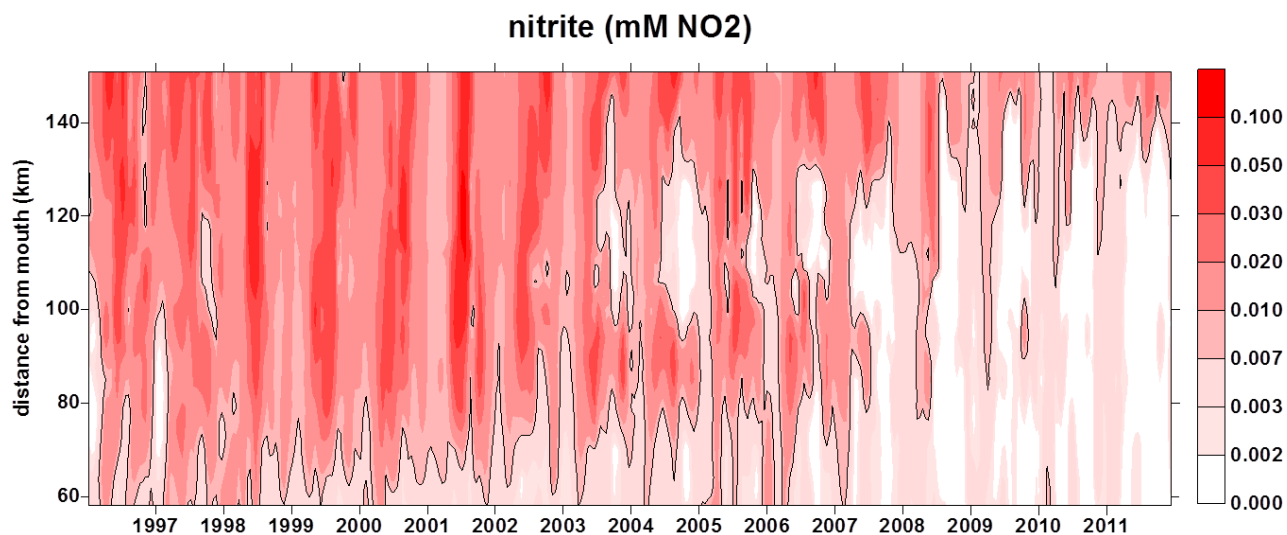
Figuur 2.23 Verschilplot voor Ammonium. Groen wijst op een toename van de NH₄ concentratie, rood op een afname, bovenop de concentratieverschillen ten gevolge van conservatieve menging.



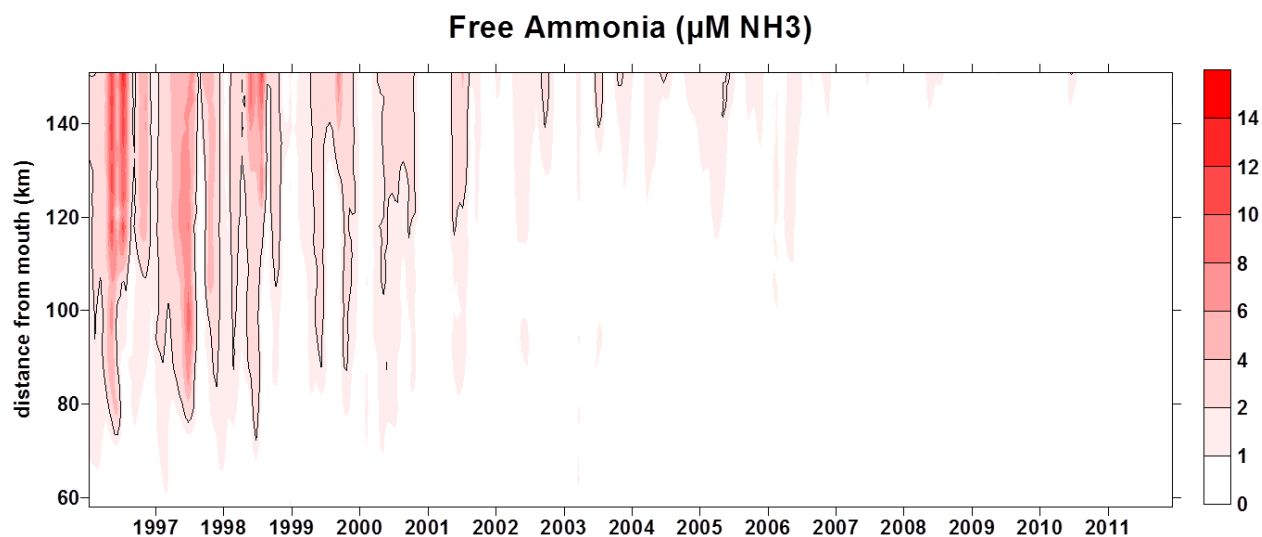
Figuur 2.24 Surfaceplot voor nitraat (mM)



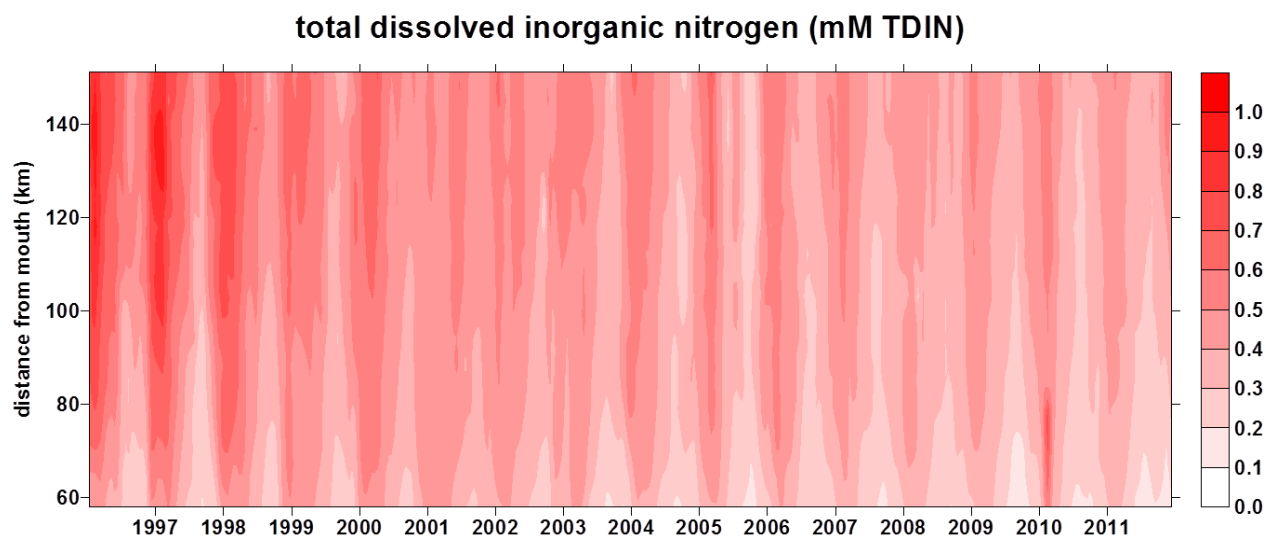
Figuur 2.25 Verschilplot voor Nitraat. Groen wijst op een toename van de nitraat concentratie, rood op een afname, bovenop de concentratieverschillen ten gevolge van conservatieve menging.



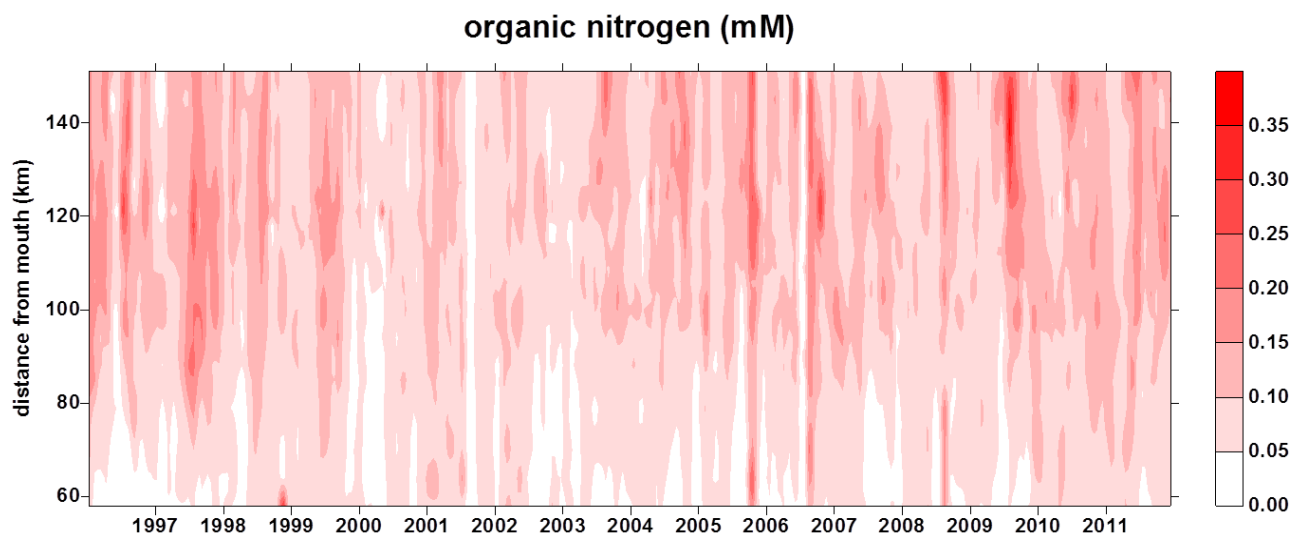
Figuur 2.26 Surfaceplot van Nitriet (mg/l). De zwarte lijn stelt de grens van 0,1 mg/l (0,007 mM) voor.



Figuur 2.27 Surfaceplot voor Ammoniak. De zwarte lijn duidt de grens van 0,025 mg/l (2 μM) aan.



Figuur 2.28 Surfaceplot voor TDIN (mM)

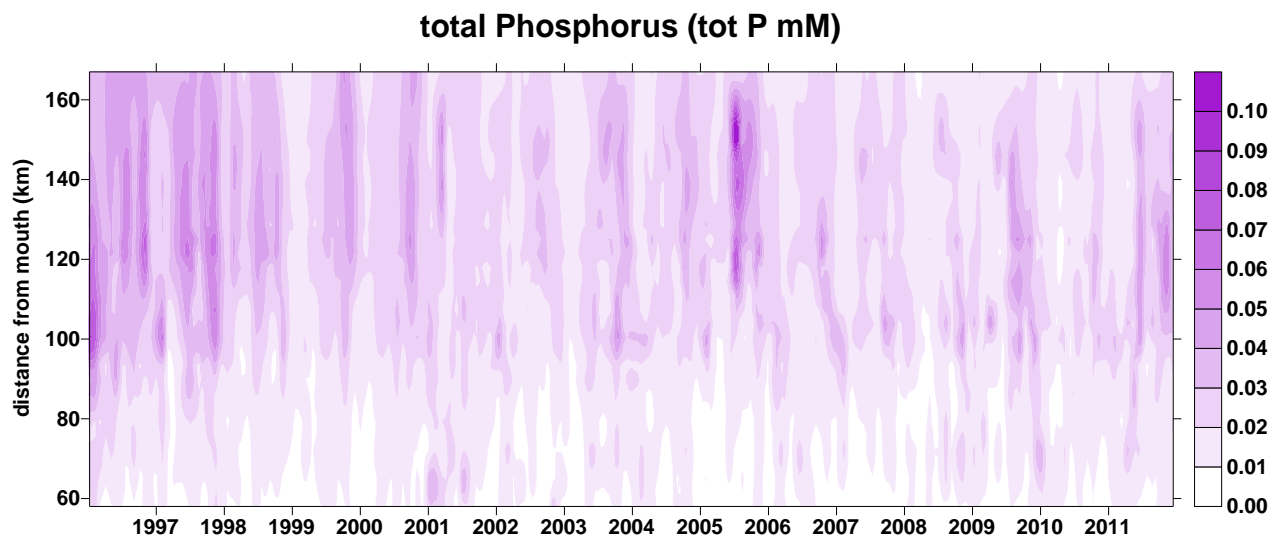


Figuur 2.29 Surfaceplot voor organisch stikstof (Kjeldahl-N – $\text{NH}_4^+\text{-N}$)

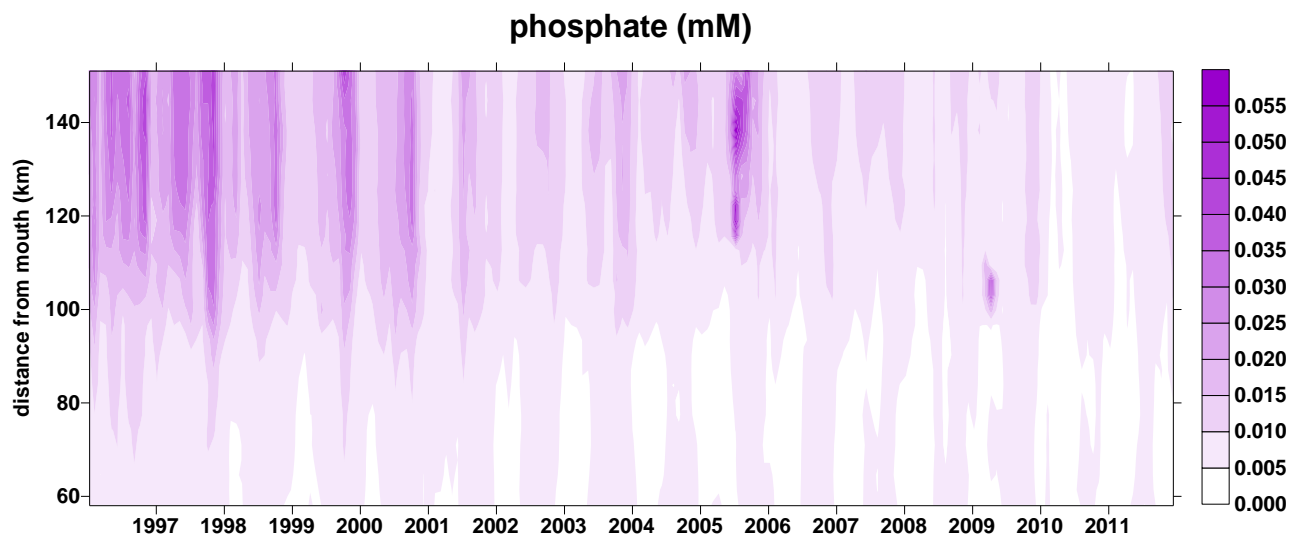
2.11. Totaal fosfor en fosfaat

In de Evaluatiemethodiek is een evaluatie van Totaal fosfor opgenomen: de jaargemiddelde concentratie dient te dalen ten opzichte van de gemiddelde totaal P concentratie van de voorbije 6 jaar. Totaal fosfor vertoont echter geen dalende trend (Figuur 2.30), er wordt niet voldaan aan dit criterium.

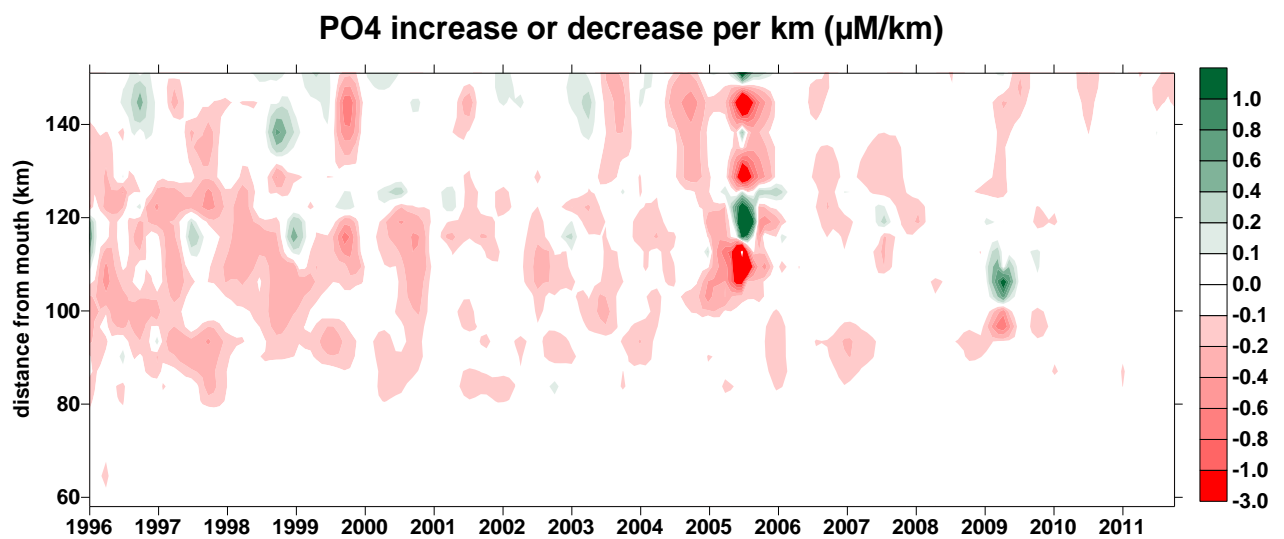
Totaal fosfor vertoonde wel een dalende trend eind jaren '90 – begin 2000. De laatste jaren wordt echter geen daling meer waargenomen. In alle boundaries neemt totP echter wel af de voorbije decennia, zo ook in de Bovenschelde. In het Rupelbekken, waar pas sinds 2007 de waterzuivering van Brussel actief is, wordt echter geen trendbreuk vastgesteld, maar stagneert de totaal P concentratie. Een mogelijke verklaring voor de stagnerende totP concentraties in het estuarium (inclusief Rupel), is een toegenomen binding van fosfor, hetzij in biota, hetzij aan partikels. Fosfaten kunnen immers gebonden worden aan sediment en zwevende stof via metaal oxyhydroxides onder gunstige zuurstofomstandigheden. De toegenomen zuurstofwaarden kunnen dus mogelijk een verklaring bieden voor een toename in totaal fosfor. De fosfaatconcentratie (Figuur 2.31) vertoont wel een daling, ook over de laatste 6 jaar. In 2011 is er wel terug een lichte toename ten opzichte van 2010, maar niet ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije zes jaar. Indien de evaluatie met $\text{PO}_4\text{-P}$ in plaats van totaal P wordt uitgevoerd, levert dit dus een positief resultaat op. Omdat voor organismen het beschikbare $\text{PO}_4\text{-P}$ relevanter is dan totaal P, werd een aanpassing van de Evaluatiemethodiek voorgesteld.



Figuur 2.30 Surfaceplot voor total fosfor (mM)



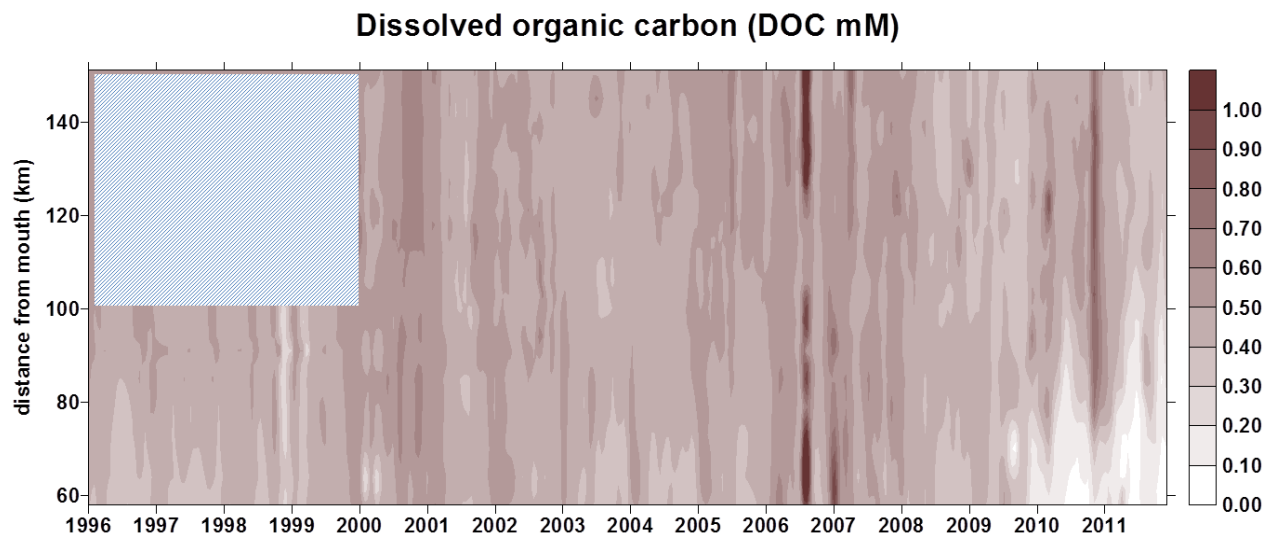
Figuur 2.31 Surfaceplot voor fosfaat (mM)



Figuur 2.32 Verschilplot voor fosfaat. Groen wijst op een toename van de fosfaat concentratie, rood op een afname, bovenop de concentratieverschillen ten gevolge van conservatieve menging.

2.12. Opgeloste organische koolstof (DOC)

Opgeloste organische koolstof (Dissolved Organic Carbon; DOC) vertoonde jaren een quasi onveranderd gedrag (Figuur 2.33). De grote veranderingen in de waterkwaliteit van de voorbije 10 jaar uitten zich niet in de DOC concentratie. Echter, vanaf midden 2009 vertoont DOC plots wel een sterk dalende trend in de meest afwaartse zone van de Zeeschelde (Zone met sterke saliniteitsgradiënt). DOC neemt spectaculair af. Deze daling zet zich in 2010 en 2011 verder. Deze opmerkelijke daling gaat grotendeels parallel met de opkomst van de exotische alg *Thalassiosira* in deze zone.



Figuur 2.33 Opgeloste organische koolstof (DOC mM)

Hoofdstuk 3. Koolstofcyclus in het Vlaams gedeelte van Schelde-estuarium

Hedendaagse situatie (Augustus 2010 – December 2011) en lange termijn trends (1996-2011).

Natacha Brion
David Verstraeten
Willy Baeyens

Eindverslag voor deelstudie 3, 2010-2011

Analytische en Milieuchemie (ANCH), Vrije Universiteit Brussel,
Pleinlaan 2, B-1050 Brussel

3.1. Introduction

The Scheldt Estuary is the outlet of one of the most densely populated watersheds of Europe (425 inh./km²) and is therefore characterized by its high loads of carbon partly linked to sewage disposal. Until the 1990's sewage treatment in the catchment was poor and intense microbial activities in summer low flow conditions often resulted in oxygen depletion in the upper estuary (Meire et al., 2005). Thanks to wastewater treatment, dissolved oxygen concentrations increased during the eighties, and continued to improve until these recent years. The Scheldt Estuary is thus an ecosystem experiencing very important biogeochemical changes since the last 20 years and these have major effect on the C cycling.

The objectives of “deelstudie 3” are to describe and understand past and present variations of the carbon dynamics in the Scheldt estuary between Ghent and the border with the Netherlands (approx. Zandvliet).

The studied parameters include dissolved inorganic carbon forms (mainly CO₂), particulate and dissolved organic carbon (POC and DOC), Particulate nitrogen (PN) and C/N ratios of suspended particulate material. Additionally we also study the isotopic signature of dissolved inorganic carbon (DIC) and of POC as they can give us information about the relative importance of respiration vs primary production processes. In a very simplified view we can say that when primary production is important, the DIC becomes “heavier” ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC will increase) and the POC “lighter” ($\delta^{13}\text{C}$ -POC will decrease) while the opposite will be observed when respiration processes dominate.

3.2. Material and methods

3.2.1. Sampling

Between September 2010 and December 2011, the general OMES sampling strategy was followed as described in previous chapters and included 22 longitudinal profiles (26 stations in Scheldt and Rupel + tributaries), 3 tidal profiles of 13 hours in the Schelde and Rupel mainstreams (May 2011– Schonaarde, Kruibeke and Rupel), and two tidal profiles of 26 hours and two of 13 hours in the sluice of the Lippenbroek marsh.

Surface water was sampled with a clean bucket. Subsamples of 12 mL were taken in duplicate in glass vials for later determination of the isotopic signature of dissolved inorganic carbon. 15 µL of a saturated HgCl₂ solution were added to inhibit all further biological activities. The vials were then sealed with adapted stopper avoiding headspace formation. Subsamples were also taken in clean polyethylene (PE) containers for particulate organic carbon and nitrogen. Well homogenised fractions (2/station) of 150 to 500 mL were subsequently filtered on board using pre-ashed (450°C) GF/F filters (Sartorius, 47 mm diameter). Filters were stored in Millipore Petri-dishes and preserved at -20°C till later analysis. A part of the filtrate was stored at 6°C in 50 mL PE vials with 20 µL saturated HgCl₂ for later determination of total alkalinity.

3.2.2. Analysis methods

Total alkalinity (TAlk) was determined on 25 ml samples by automatic titration (Mettler-Toledo) using a standardised 0.01N HCl solution (Merck). The titration was conducted till the bicarbonate end-point. The dissolved inorganic carbon content and speciation (DIC = sum of bicarbonate, carbonate and dissolved CO₂) was calculated from these TAlk values, pH, temperature and salinity using the “CO2SYS” Excel macro from Lewis and Wallace (2006).

For the determination of the isotopic ratio of DIC, samples were prepared 12 hours before injection in a CN – Conflo – Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) with the following method. Three ml headspace volume was created in the serum vials by replacing water by Helium injected through the vial septum. Then 0.5 mL of *ortho*-phosphoric acid (99% crystal) was injected and the sample was left overnight for CO₂ extraction in the headspace to proceed. 300 µL of the He-CO₂ mixture were injected through a GC sample port mounted between the reduction oven and the water trap of the Elemental Analyser (EA) IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta V Plus). Efficiency of the extraction was assessed via repeated analysis of aliquots of reference CO₂ gas. The ¹³C/¹²C isotopic ratio of DIC is presented in the results as a δ¹³C-DIC value, obtained by the following equation:

$$\delta^{13}C_{DIC} (sample) = \frac{\frac{^{13}C}{^{12}C} sample - \frac{^{13}C}{^{12}C} std}{\frac{^{13}C}{^{12}C} std} \times 1000 = \pm \ x \ \text{‰}$$

where std is an international carbon standard (PeeDee Belemnite)

For the determination of POC and PN, filters with suspended particulate material were thawed and dried at 50°C till constant weight. To assess the organic C and N contents and isotopic ratios, portions of 12 mm diameter discs were cut-out from these filters and left 4 hours under HCl vapour to remove carbonates. These filter discs were subsequently dried at room temperature in a desiccator for a few hours and then, packed in tin cups. Blank filters were submitted to the same treatment. Weights of acetanilide, and carbon isotopic standard (EAIA-CH6) were used for further determination of POC/PN concentrations and δ¹³C-POC.

Samples, blanks and standards are analysed using an Elemental Analyser (Flash EA 1112) coupled with a conflo III-interface to an Isotope-ratio mass spectrometer (IRMS - single inlet Finnigan Mat Delta V Plus).

3.2.3. Data source for the study of long term variations

Long term variations of the carbon dynamics in the Scheldt estuary was studied by using all data generated by ANCH since the start of the first OMES project (1995) completed with all C related

variables from the OMES database (water discharge (Q), pH, Temperature (T°C), Chlorophyll a (Chla), suspended particulate material (SPM), and dissolved organic carbon (DOC)).

3.3. Results

3.3.1. Present situation (September 2010-December 2011)

Longitudinal and seasonal variations

Longitudinal and seasonal variations of carbon related variables are presented as contour plots in Figure 3.1. Three distinct seasonal patterns can be distinguished:

The period extending between September and October 2010, and between September and November 2011 is typically from **Summer**. It was still warm (15 to 19°C, even in November 2011) and we have the presence in the upper estuary of particulate material with high C and N content, low C/N ratio, and low δ^{13} -POC (light POC) – all characteristic for the presence of important fractions of phytoplanktonic material in the SPM. In addition, CO₂ concentrations are mostly low with relatively high δ^{13} -DIC ('heavy' DIC) showing the importance of primary production processes. We are thus here at the end of a still active phytoplankton bloom period.

November 2010 to end of March 2011 was typically **winter** with cold waters (2 to 10°C), low concentrations of POC and PN, high C/N ratios and δ^{13} -POC ('heavy' POC), high CO₂ values and low δ^{13} -DIC ('light DIC') – all signs of minimum primary production activity. It is to be noted that typical winter conditions came later at the end of 2011 as even in December we do not reach the usual temperatures and CO₂ values observed in December 2010.

The period extending from April till the mid of July 2011 was typically a **spring-summer** situation. The upper and mid estuary showed the presence of low CO₂ and heavy DIC – signs of active primary producers. We also have high POC and PN levels, but the high C/N ratios and heavy signature of the POC shows that an important portion of the organic matter is composed of detrital material.

It is interesting to note that, apart from small differences in timing, the observed variations are very similar to the ones observed during the previous annual cycle (2009-2010).

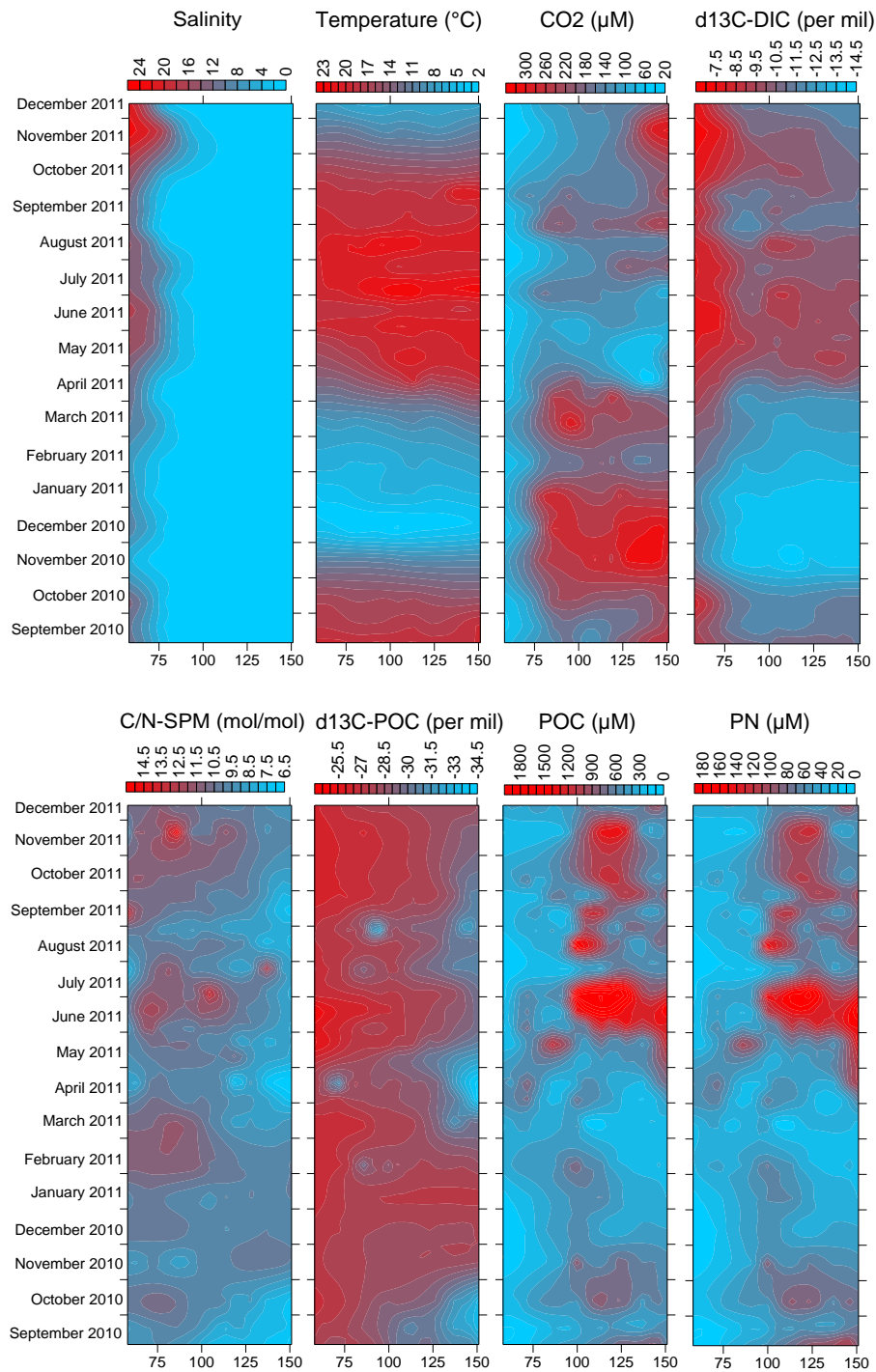


Figure 3.1. Contour Plot representing seasonal (September 2010 to August 2011) and longitudinal (Melle 151km to border 58km) variations of salinity, temperature ($T^{\circ}\text{C}$), CO₂ (CO₂ μM), $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (13C-DIC), C/N ratio of suspended particulate material (C/N – SPM), $\delta^{13}\text{C}$ -POC (13C-POC), POC and PN in the Scheldt estuary.

Tidal variations in the Scheldt and Rupel

Tidal variations of carbon related variables at Schoonaarde (upstream estuary), Kruibeke (downstream estuary) and Terhaegen (Rupel) in May 2011 are presented in Figure 3.2.

Variability of particulate organic material (POC Figure 3.2) was relatively low at the 2 upstream “freshwater” stations in Rupel (Terhaegen) and Scheldt (Schoonaarde) but much higher in the downstream station Kruibeke. However, isotopic signature of POC did display important

variability in the Rupel, with a progressive drop occurring during ebb, mirrored by an increase during the flood. Possibly an intense phytoplankton bloom is occurring in the Rupel as this period as also illustrated by the very high oxygen levels (until 160% of saturation) and CO₂ minima.

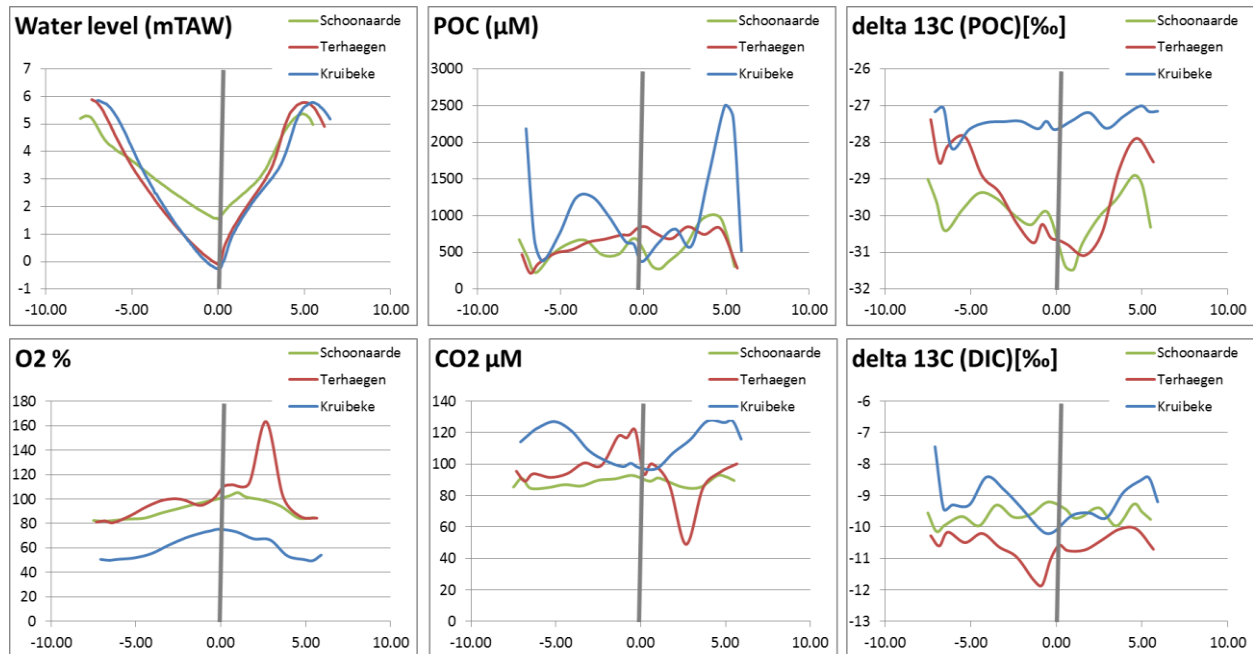


Figure 3.2. A. Tidal variations of water level (data from waterbouwkundig laboratorium), POC, $\delta^{13}\text{C}$ -POC, O₂, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in Schoonaarde (upstream Schelde), Terhaegen (Rupel) and Kruikebe (Downstream Schelde) in May 2011. Time scale (X axes) is in hours after low tide. Line = low tide

Very generally and as already observed previously, for most parameters, one can observe that the variations during ebb and flood mirror each other as same water masses pass up and down the sampling locations.

Tidal variations at the sluice of the Lippenbroek marsh

At each tidal cycle, the Lippenbroek marsh is submersed by Scheldt water during the flood while during the ebb, water flows back to the river. Variation of Carbon related variables were followed in the waters coming in and out of the marsh during several tidal cycles to evaluate the global effect of biogeochemical transformation processes occurring in the marsh on carbon pools. In summary, we want to know whether the marsh acts as a source or a sink of C for the Scheldt waters.

Results are shown (Figure 3.3) for 4 tidal cycles illustrating 2 contrasting seasonal situations, and day-night variability:

23/03/2011 (13 hours, 1 day cycle): average temperature of 11°C – early spring

04/05/2011 (13 hours, 1 night cycle): average temperature of 15°C – late spring

13/09/2010 (26hours, 2 cycles): average temperature of 18°C – end of summer

Results show that, whatever the tidal cycle considered, the inflowing waters are characterized by a peak concentration of POC occurring shortly after the start of the flood, while during ebb outflow, the POC concentrations are relatively stable.

On the contrary, dissolved inorganic carbon and the associated isotopic signature did display seasonal variations. During early spring (23/03), outflowing waters did show a significant decrease of CO₂ concentration and the $\delta^{13}\text{C}$ -DIC slightly increased compared to the inflow. This demonstrates the significant importance of primary production in the marsh at this season and is also in line with the observed increase of oxygen in outflowing marsh waters. The situation of late spring and early summer are different and similar. The CO₂ concentration increases in the outflowing waters compared to inflow and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC decreases. This shows the dominant importance of respiration processes in the marsh at these seasons.

In addition we can see that the two tidal cycles monitored in summer during day and night did not show significant differences regarding C related variables.

A real carbon budget for the marsh could not yet be established at this stage but will be calculated in the future by relying on water flow measurements performed during the monitoring.

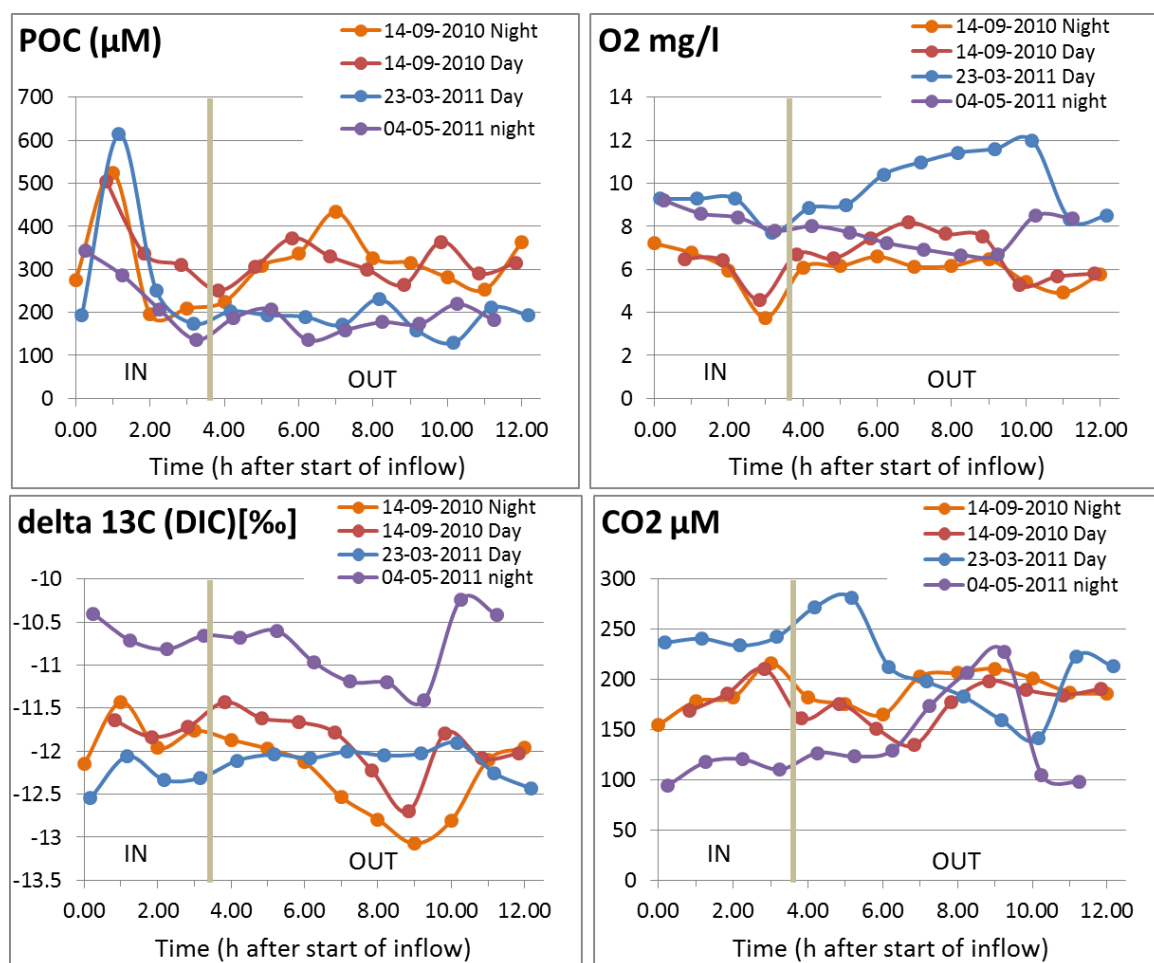


Figure 3.3. Variability of POC, Oxygen, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in the inflowing (IN = flood) and outflowing (OUT = ebb) water of the Lippenbroek marsh during 4 tidal cycles.

3.3.2. Long term variability (1997-2011)

In order to evaluate the long term trends in carbon related variables, the Scheldt estuary was divided in 2 parts: the freshwater estuary – free of any influence of marine waters, and the brackish water estuary – influenced by marine waters. Basically we considered that all stations having salinity higher than 1 belonged to the brackish estuary.

Variability of concentrations in the freshwater and brackish water estuary is shown in Figure 3.4 and Figure 3.5 respectively.

For both parts of the estuary, particulate organic carbon varies seasonally with maximum at summer low flows and minimums at winter high flows. But above all, clear long term trends are not observed and we can conclude that this C pool did not change significantly with the observation period. It is however to be noted that the summer POC was particularly high in summer 2011 (particularly May-August period) , in both the freshwater and brackish estuary, compared to other years.

On the contrary, dissolved organic carbon seems clearly to decrease from 2008, especially in the brackish water part of the estuary, although higher concentrations are again observed in the freshwater part of the estuary in the winter 2010 and the winter 2011. In the year 2008, the large sewage treatment plant of Brussels North became operational and could possibly explain the important decrease in DOC in the estuary. The increase in winter 2010 and 2011 could be related to the extreme heavy rain and flood events – preventing efficient sewage treatment. These observations should be confirmed in the future.

Most interesting long term trend concern both the CO₂ concentrations and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC. Both display a clear seasonal pattern with high CO₂ and low $\delta^{13}\text{C}$ -DIC during winter high flows and low CO₂ and high $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in summer low flows. But above all, CO₂ concentrations clearly decreased in both part of the estuary since 2007 and DIC became heavier. Another interesting observation is the increased seasonal variation amplitude of the isotopic signal observed in 2010 and 2011 – especially in the freshwater part of the estuary. Both can result from an increase of primary productivity and a decrease of respiration processes (in line with the lower DOC) and are closely linked with O₂ trends.

Reference

Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T., Struyf E. (2005) The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1–11.

Lewis P. D. E. and Wallace D. W. R. (2006) MS Excel Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.

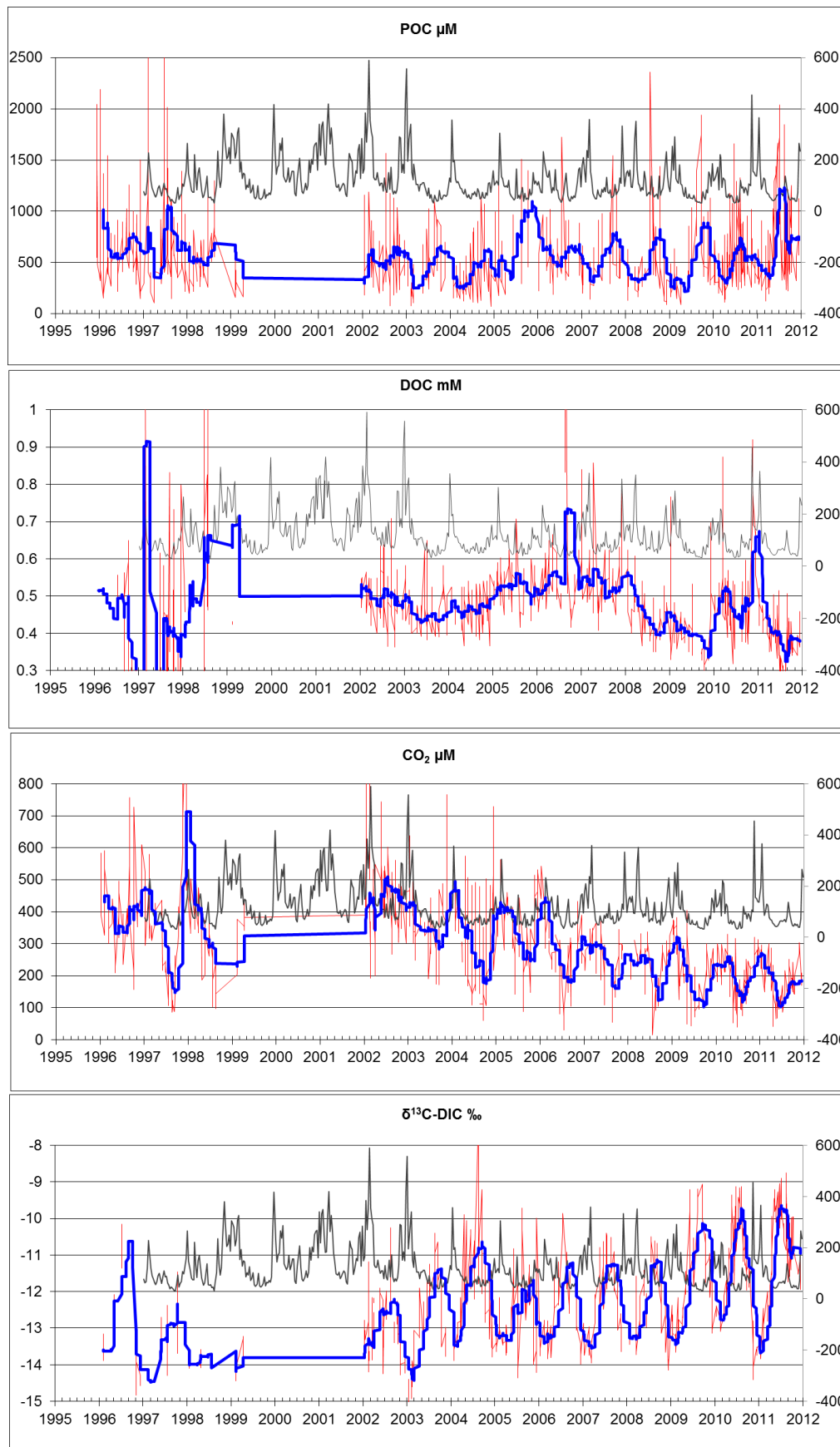


Figure 3.4. Variability in POC, DOC, CO_2 and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all freshwater stations (salinity < 1) of the Scheldt estuary and water discharge (m^3/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and 2012.

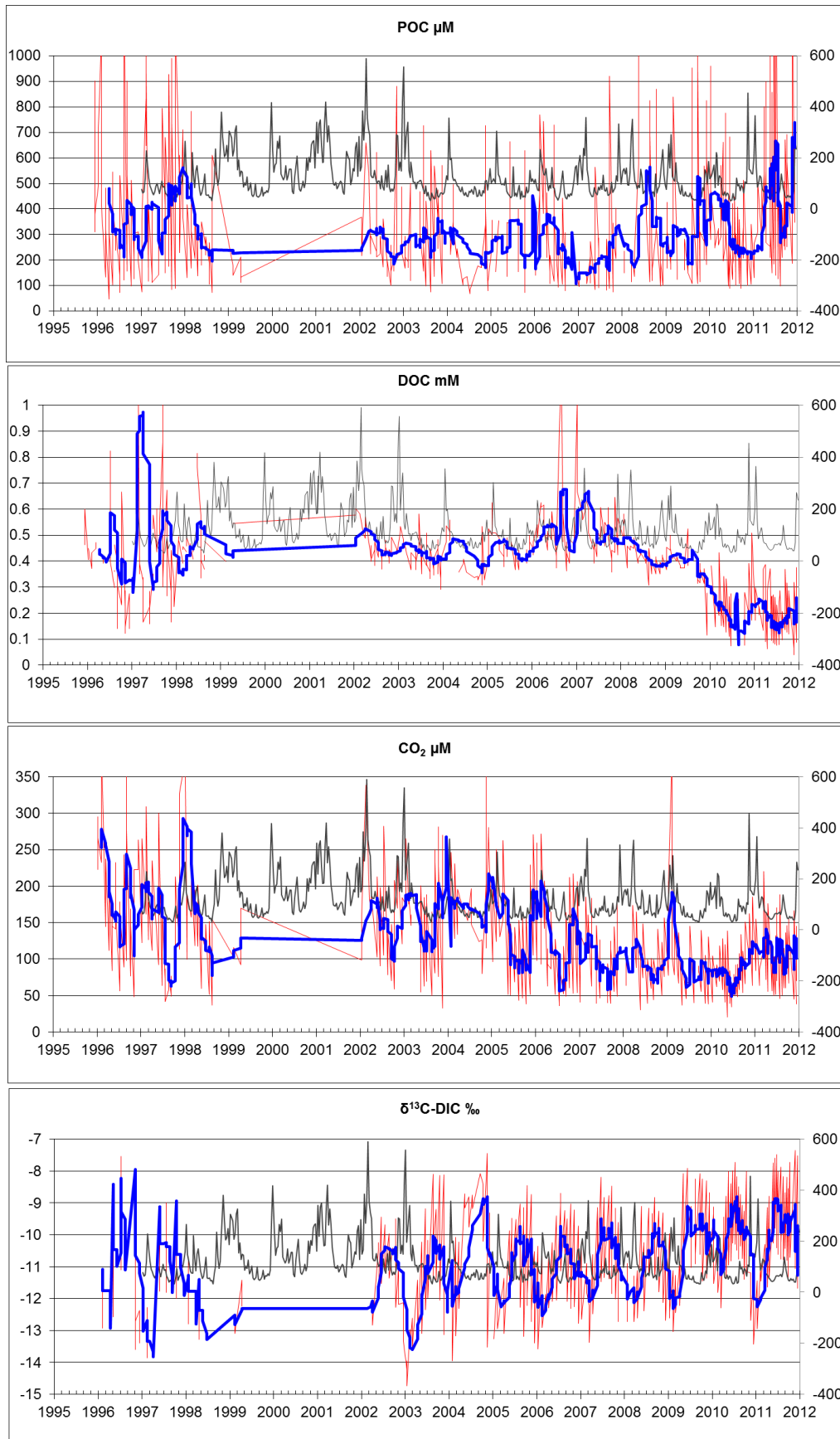


Figure 3.5. Variability in POC, DOC, CO₂ and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all brackish water stations (salinity > 1) of the Scheldt estuary and water discharge (m^3/s) in Schelle (black line – right scale) *between 1996 and 2012.*

Hoofdstuk 4. Zwevende stof en sedimenten in de Zeeschelde (deeltaak IMDC)

International Marine & Dredging Consultants

Eindverslag voor deelstudie 4, 2010-2011

Partim: stromings- en sedimentconcentratiemetingen

International Marine & Dredging Consultants

Coveliersstraat 15, 2600 Antwerp, Belgium

Tel: + 32 3 270 92 95

Fax:: + 32 3 235 67 11

Email: info@imdc.be

Website: www.imdc.be

4.1. Inleiding

4.1.1. De opdracht

In het kader van het onderzoeksprogramma OMES werd door ‘Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde’ het bestek 16EI/10/49 (Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu) gegund aan de Universiteit van Antwerpen (UA). In het kader van deze gunning zullen International Marine and Dredging Consultants NV (IMDC) en Vrije Universiteit Brussel (VUB-HYDR) in onderaanneming van UA deelopdracht 4 uitvoeren.

Deze deelopdracht 4 omvat het uitvoeren van een studie naar de sedimentologie in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium. Hiertoe wordt een maandelijkse monitoring in de winter (oktober t/m maart) en een monitoring tweemaal per maand in de zomer (april t/m september) uitgevoerd. Eveneens wordt er jaarlijks een dertiensuursmeting uitgevoerd te Kruibeke, in de zoetwatergetijdenzone, op de Rupel en ter hoogte van het GGG te Lippenbroek. Deze metingen kaderen eveneens binnen MONEOS en zijn in het kader van dit project eveneens gerapporteerd (IMDC, 2012)

Binnen deze deelopdracht 4 zal IMDC VUB-HYDR assisteren bij het uitvoeren van de turbiditeitsmetingen en de stroomsnelheidsmetingen en eveneens zal IMDC deze metingen verwerken en rapporteren. De resultaten van IMDC worden gerapporteerd in dit hoofdstuk. Het werk van VUB-HYDR staat beschreven in hoofdstuk 5.

4.1.2. Doel van de studie

Deze studie heeft tot doel om enerzijds op vaste tijdstippen (maandelijks in de winter en 2 wekelijks in de zomer) en op vastgestelde meetlocaties een diepteprofiel te meten van de stroming (stroomsnelheid- & richting) en de sedimentconcentratie.

Het tweede doel van deze studie is om tijdens springtij verscheidene 13-uursgetijdemetingen uit te voeren op verschillende locaties in het Scheldebekken. Het doel van deze metingen is driedig:

1. Bepaling van het stromingsverloop in de gehele dwarsdoorsnede over één getijdegolf.

2. Bepaling van de sedimentconcentratie in de gehele dwarsdoorsnede over één getijdegolf.
3. Bepaling van het debiet en de totale sedimentflux.

4.1.3. **Overzicht van de studie**

Het voorliggende hoofdstuk beschrijft het geheel van metingen die door IMDC in het kader van OMES werden uitgevoerd in 2011. Dus zowel de maandelijkse diepteprofielen als de discrete 13-uursmetingen. Dit rapport is het eerste rapport van een reeks jaarlijkse rapporten.

4.1.4. **Opbouw van dit hoofdstuk**

Hoofdstuk 4.1 geeft een algemene inleiding. Hoofdstuk 4.2 geeft een beschrijving van de ganse meetcampagne en Hoofdstuk 4.3 beschrijft de verwerking van de ruwe meetwaarden naar de uiteindelijke meetresultaten. De resultaten van de 13-uurs campagnes worden in hoofdstuk 4.4 beschreven en een summier analyse van de meetresultaten van de maandelijkse monitoring staat in hoofdstuk 4.5.

4.2. **Beschrijving van de meetcampagne**

4.2.1. **Algemeen**

Maandelijkse campagnes

Langs heen de Schelde en de Rupel werden er in de winter maandelijks en in de zomer tweemaal per maand op 20 vaste locaties stromings- en sedimentconcentratie metingen uitgevoerd.

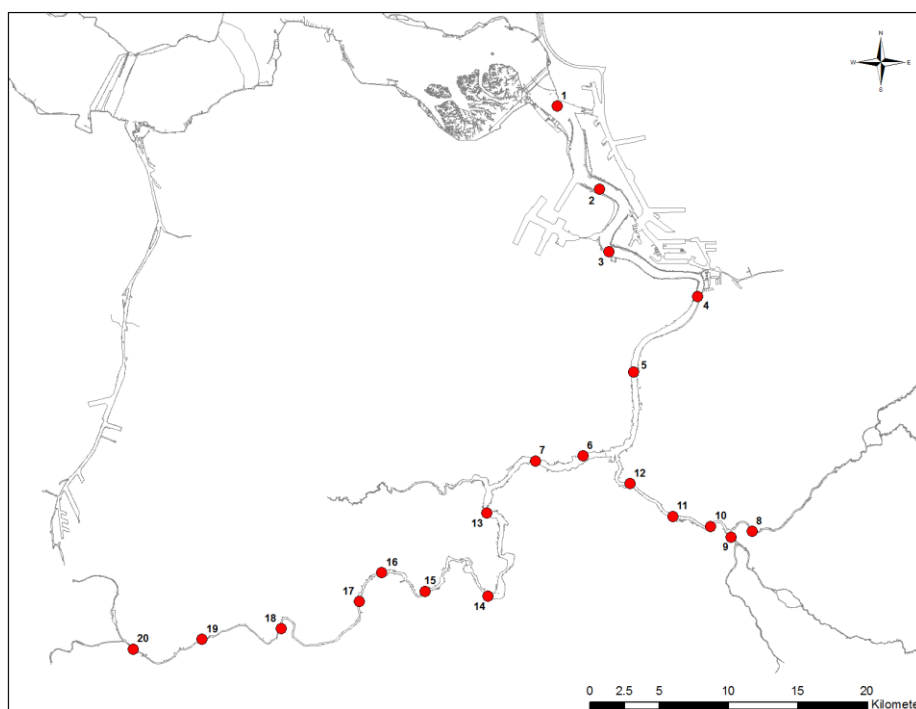
13-uursmetingen

Gedurende 3 dagen werden er op 3 locaties in het Scheldebekken in samenwerking met MONEOS 13-uursmetingen uitgevoerd met behulp van een Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). Om de ADCP resultaten ook om te kunnen zetten naar sedimentconcentraties werden er additioneel turbiditeitsprofielen gemeten en waterstalen genomen. Achtereenvolgend werd er op 17 mei 2011 te Schoonaarde gemeten, op 18 mei 2011 in Terhagen en op 19 mei 2011 te Kruibeke. Al deze metingen werden bij springtij condities uitgevoerd en in normale meteorologische condities.

4.2.2. **Het studiegebied**

Het studiegebied omvat het tijgebonden gedeelte van het Scheldebekken op Vlaams grondgebied, meer bepaald 16 lokaties langs de Zeeschelde en 5 lokaties langs de Rupel (3 op de Rupel, 1 op de Dijle en 1 op de Beneden-Nete). Zie Tabel 4.4.1 & Figuur 4.4.1. Op al deze meetlocaties werden de maandelijkse monitoring metingen uitgevoerd.

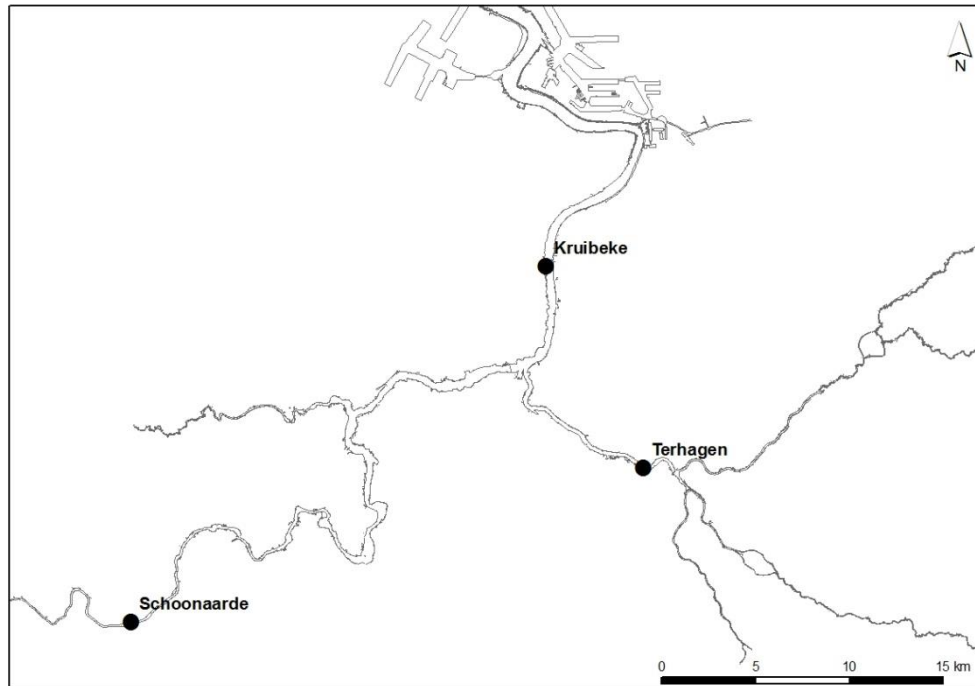
Voor de 13-uursmetingen zijn de 3 verschillende meetlocaties weergegeven op Figuur 4.4.2, welke een situeringskaart van het Zeescheldebekken is. De coördinaten van de 3 verschillende meettraaien staan weergegeven in Tabel 4.4.2.



Figuur 4.4.1 Meetlocaties OMES voor maandelijkse monitoring.

Tabel 4.4.1 Overzicht meetlocaties.

Nr	Lokatie	Herkenningspunt	Km t.o.v. monding
1	Belgisch-Nederlandse grens	boei 87	58
2	Liefkenshoek	boei 92	63
3	Kallo	boei 105	72
4	Antwerpen	ter hoogte van het Steen	79
5	Kruikeke	veerpont	85
6	Steendorp	ter hoogte van de kerk	94
7	Temse	brug	98
8	Beneden-Nete	tussen brug E19 - N1	
9	Dijle (tidaal)	voetgangersbrug	
10	Terhagen (Rupel)	kerk	
11	Boom (Rupel)	veerpont	
12	Niel (Rupel)	loskade	
13	Lippenbroek	ter hoogte van GGG	103
14	Baasrode	veerpont	113
15	Dendermonde	ponton Afd. Zeeschelde	122
16	Sint Onolfs	bocht van Damme	125
17	Appels	veerpont	128
18	Uitbergen	baanbrug	140
19	Wetteren	baanbrug	145
20	Melle	baanbrug	151



Figuur 4.4.2 Situeringkaart van de 3 verschillende 13-metingen.

Tabel 4.4.2 Coördinaten van de theoretische meettraaien.

Meetlocatie	Oriëntatie	UTM 31 WGS 84	
		X	Y
Schoonaarde	Linkeroever	570700	5650901
	Rechteroever	570712	5650813
Terhagen	Linkeroever	597703	5659148
	Rechteroever	597789	5659294
Kruibeke	Linkeroever	592641	5669699
	Rechteroever	593084	5669729

4.2.3. Meetinstrumenten

Een uitgebreide beschrijving van ieder meetinstrument is terug te vinden in Bijlage A. Hieronder volgt een overzicht van de gebruikte meettoestellen met de bijhorende instellingen.

ADCP

De stroomsnelheidsmetingen en sedimentconcentratietingen werden uitgevoerd met een ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler).

Voor al de metingen, met uitzondering van de 13-uursmetingen op de 2 opwaartse locaties (Schoonaarden & Terhagen) werd gebruik gemaakt van een RDI ADCP van het type Workhorse Sentinel, 1200kHz. Positie en heading werden met behulp van een Vector Hemisphere GPS gemeten en zowel de ADCP als de GPS data werden ingewonnen met behulp van Winriver II acquisition software.

Op de 2 meest opwaartse locaties (Schoonaarde & Terhagen) is een RDI ADCP van het type Workhorse Rio Grande ingezet. Dit is een ADCP dewelke op een klein vlot (RiverBoat) gemonteerd wordt en via bluetooth de metingen doorstuurt naar de Winriver PC. De ADCP data werd met behulp van Winriver II acquisition software ingewonnen aan boord van respectievelijk de Veremans en de Scheldewacht II. Start en eind positie werden manueel geregistreerd met behulp van een Garmin GPS van het type GPSMAP 60C. De heading werd geregistreerd met behulp van de bottom track van de ADCP.

Turbiditeit - CTD

Een YSI 6600 werd gebruikt om diepteprofielen te meten van turbiditeit, conductiviteit en temperatuur.

Waterstalen

Met behulp van een pomp werden waterstalen verzameld. Het begin van de pompdarm was bevestigd aan de YSI 6600 zodat steeds de diepte van de staalname bepaald kan worden a.d.h.v. de druksensor van de YSI 6600.

4.2.4. Meetprocedure

Maandelijks monitoring

Op iedere meetlocatie wordt er gedurende 5 minuten continu gemeten met een ADCP, dewelke voor iedere halve meter een snelheidsmagnitude, een snelheidsrichting en een backscatter meet. Gelijktijdig met deze ADCP-meting wordt er een calibratieprofiel gemeten met de YSI en worden er op 2 verschillende dieptes waterstalen genomen.

13-uursmetingen

Op elke locatie werd er minstens om de 10 minuten een meetraai van de ene oever naar de andere gevaren met de ADCP. Op geregelde tijdstippen tussen deze metingen door werd er op een vast punt ter calibratie een ADCP meting uitgevoerd en hierbij werd er dan parallel ook een calibratieprofiel met de YSI uitgevoerd, waarbij er op 2 verschillende dieptes waterstalen genomen werden.

Calibratieprocedure

De backscatter ADCP resultaten worden gecalibreerd naar sedimentconcentraties in mg/l met behulp van calibratieprofielen. Deze calibratieprofielen worden gelijktijdig met de ADCP metingen uitgevoerd tijdens de maandelijks monitoring en gedurende de 13-uursmetingen worden deze op vaste locaties en op vaste tijdstippen tussen de ADCP metingen door genomen.

Een calibratieprofiel wordt uitgevoerd door een YSI 6600 met pompdarm langzaam te vieren tot aan de bodem, met telkens op twee dieptes een pauze van ongeveer 30 seconden. Op deze 2 dieptes wordt er telkens een waterstaal genomen met behulp van de pompdarm. door op het einde van deze 30 seconden een staal te nemen van het opgepompte water.

Het doel van deze calibratieprofielen is enerzijds met behulp van de YSI 6600 de relevante omgevingsparameters te bepalen, zijnde temperatuur en conductiviteit. Bij de post processing achteraf, wanneer de backscatter wordt omgerekend naar sedimentconcentraties hebben deze 2 parameters immers een grote invloed.

Anderzijds dienen de calibratieprofielen om een verband te zoeken tussen de backscatter van de ADCP en de werkelijke sedimentconcentratie. Daarom wordt er enerzijds met de YSI turbiditeit gemeten en worden er 2 waterstalen genomen. Tegelijkertijd wordt er met de ADCP backscatter gemeten. Op basis van de backscatter van de ADCP en de gemeten sedimentconcentraties kunnen al de ADCP metingen gecalibreerd worden op sedimentconcentratie met behulp van Sediview software. Deze Sediview methode staat beschreven in 4.2.

Tijdens de maandelijkse monitoring worden deze calibratieprofielen gelijktijdig uitgevoerd met de eigenlijke ADCP metingen. Bij de 13-uursmetingen worden deze calibraties tussen de eigenlijke ADCP metingen uitgevoerd op een vaste locatie. Deze vaste locaties staan weergegeven in onderstaande Tabel 4.4.3.

Tabel 4.4.3 Theoretische coördinaten van de calibratieprofielen.

Meetlocatie	Oriëntatie	X- UTM31 ETRS89	Y- UTM31 ETRS89
Schoonaarde	Centrale vaargeul	570549	5650825
Terhagen	Centrale vaargeul	597851	5659149
Kruikebe	Linkeroever (eb)	592684	5669855
	Rechteroever (eb)	592957	5669877
	Linkeroever (vloed)	592685	5669647
	Rechteroever (vloed)	592963	5669595

4.2.5. Verloop van de meetcampagne

Maandelijkse monitoring

Gedurende 2011 is er gedurende de wintermaanden 1 keer per maand en gedurende de zomermaanden 2 keer per maand een volledige meetcampagne uitgevoerd waarbij op de 20 verschillende locaties telkens 1 diepteprofiel werd gemeten van de stroming en de sedimentconcentratie. Een overzicht van al deze meetcampagnes is terug te vinden in Tabel 4.4.4. Door een aanvaring met de ADCP opstelling op 18 augustus 2011, is de ADCP van VUB-HYDR onherstelbaar beschadigd geraakt. In het verdere verloop van de campagnes was er niet altijd een vervangtoestel beschikbaar of kon het vervangtoestel niet op de vereiste manier geïnstalleerd worden. Hierdoor is er in het verdere verloop van de meetcampagne vaak geen data of slecht bruikbare data beschikbaar.

Tabel 4.4.4: Overzicht van de maandelijkse monitoring gedurende 2011.

Datum	Boot	Gemeten locaties		Opmerkingen
		N	%	
10/01/11	Scheldewacht	7	100%	
11/01/11	Scaldis	6	86%	
12/01/11	Scaldis	6	100%	
07/02/11	Scheldewacht	6	86%	
08/02/11	Scaldis	7	100%	
09/02/11	Scaldis	6	100%	

14/03/11	Scheldewacht	7	100%	
15/03/11	Scaldis	7	100%	
16/03/11	Scaldis	6	100%	
04/04/11	Scheldewacht	7	100%	
05/04/11	Scaldis	7	100%	
06/04/11	Scaldis	6	100%	
18/04/11	Scheldewacht	6	86%	
19/04/11	Scaldis	7	100%	
20/04/11	Scaldis	6	100%	
09/05/11	Scheldewacht	6	86%	
10/05/11	Scaldis	7	100%	
11/05/11	Scaldis	6	100%	
23/05/11	Scheldewacht	1	14%	geen contact met ADCP, geen data na punt 01
24/05/11	Scaldis	4	57%	power probleem ADCP, geen data tot punt 11
25/05/11	Scaldis	6	100%	
06/06/11	Scheldewacht	3	43%	power probleem ADCP, geen data vanaf punt 04
07/06/11	Scaldis	6	86%	
08/06/11	Scaldis	6	100%	
20/06/11	Scheldewacht	7	100%	
21/06/11	Scaldis	7	100%	
22/06/11	Scaldis	6	100%	
04/07/11	Scheldewacht	7	100%	
05/07/11	Scaldis	0	0%	ADCP stuk, geen data
06/07/11	Scaldis	0	0%	ADCP stuk, geen data
25/07/11	Veremans	7	100%	VUB frame, 0.2 meter insteekdiepte
26/07/11	Scaldis	7	100%	
27/07/11	Scaldis	5	83%	geen file op locatie 18
16/08/11	Scheldewacht	7	100%	
17/08/11	Scaldis	7	100%	
18/08/11	Scaldis	0	0%	ADCP stukgevaren, geen data
29/08/11	Nele	7	100%	ADCP voorzien door IMDC
30/08/11	Scaldis	7	100%	ADCP voorzien door IMDC
31/08/11	Scaldis	6	100%	ADCP voorzien door IMDC
12/09/11	Veremans	0	0%	geen ADCP beschikbaar, geen data
13/09/11	Scaldis	0	0%	geen ADCP beschikbaar, geen data
14/09/11	Scaldis	0	0%	geen ADCP beschikbaar, geen data

26/09/11	Parel	0	0%	geen ADCP beschikbaar, geen data
27/09/11	Scaldis	0	0%	geen ADCP beschikbaar, geen data
28/09/11	Scaldis	0	0%	geen ADCP beschikbaar, geen data
10/10/11	Scheldewacht	7	100%	
11/10/11	Scaldis	4	57%	ADCP voorzien door IMDC vanaf punt 11
12/10/11	Scaldis	6	100%	ADCP voorzien door IMDC
21/11/11	Scheldewacht	7	100%	
22/11/11	Scaldis	0	0%	mist, geen metingen
23/11/11	Scaldis	6	100%	ADCP voorzien door IMDC
12/12/11	Scheldewacht	7	100%	GPS niet aangesloten, geen data
13/12/11	Scaldis	7	100%	ADCP voorzien door IMDC
14/12/11	Scaldis	6	100%	ADCP voorzien door IMDC

13-uursmetingen

Tabel 4.4.5 geeft het overzicht van de uitgevoerde 13 uursmetingen. Tijdens deze metingen zijn er geen noemenswaardige problemen opgedoken.

Tabel 4.4.5 Overzicht uitgevoerde 13-uursmetingen

Datum	Boot	Locatie	Type ADCP
17/05/2011	Bijboot Veremans	Schoonaarden	Rio Grande
18/05/2011	Bijboot Scheldewacht	Terhagen	Rio Grande
19/05/2011	Parel II	Kruikebeke	600 khz ADCP 20 beam
01/09/2011	Scheldewacht	Lippenbroek	600 khz ADCP 30 beam

4.2.6. Hydro-meteorologische condities gedurende de 13 uursmetingen

Verticaal getij gedurende de metingen

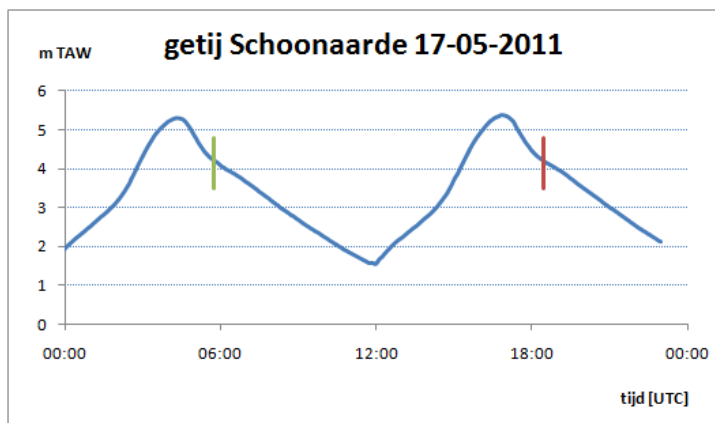
Het verticale getij aan de dichtstbijzijnde getijpost is toegeleverd door het Waterbouwkundig Laboratorium. Onderstaande figuren geven het gemeten getij weer voor de respectievelijke locaties. Figuur 4.4.3 geeft een grafiek van het getij (met start en einde van de metingen) gemeten te Schoonaarde op 17/05/2011 weer,

Figuur 4.4.4 het gemeten getij te Terhagen op 18/05/2011 en

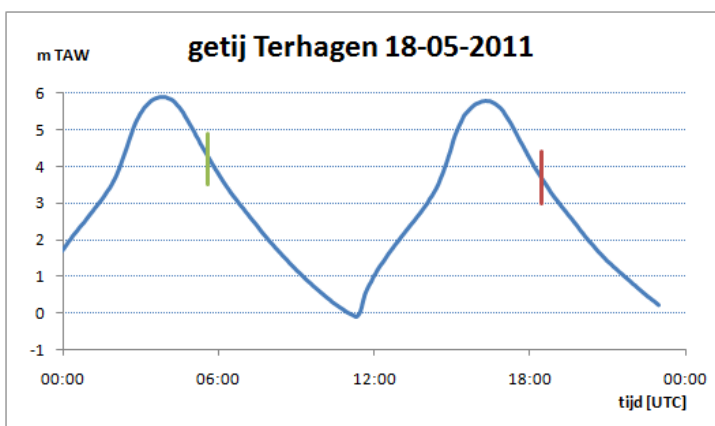
Figuur 4.4.5 het gemeten getij te Kruikebeke op 19/05/2011.

De hoog- en laagwater gegevens staan voor de 3 getijden weergegeven in

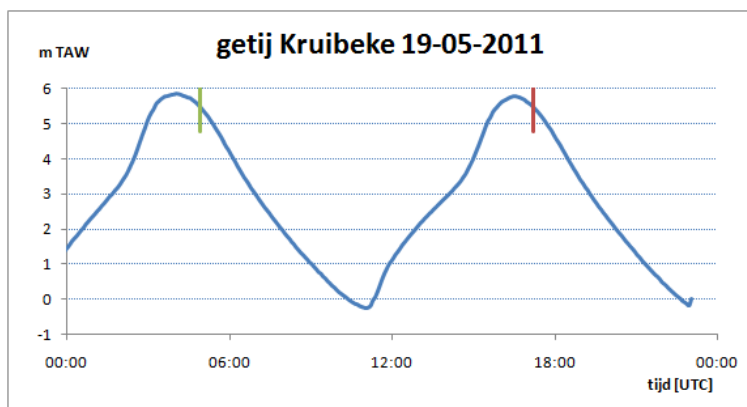
Tabel 4.4.6. De belangrijkste kenmerken van deze getijden en een vergelijking met de decadegemiddelde waarden van de periode 1991-2001 staan beschreven in Tabel 4.4.7. Hieruit blijkt dat de 3 meetdagen onder springtijcondities werden uitgevoerd.



Figuur 4.4.3 Getijcurve te Schoonaarde op 17 mei 2011.



Figuur 4.4.4 Getijcurve te Terhagen op 18 mei 2011.



Figuur 4.4.5 Getijcurve te Kruibeke op 19 mei 2011.

Tabel 4.4.6 hoog en laag water op de 3 meetlocaties.

Getijpost Schoonaarde			Getijpost Terhagen		
17/05/2011			18/05/2011		
	Tijd [UTC]	Water level [m TAW]		Tijd [UTC]	Water level [m TAW]
HW (1)	4:20	5.3	HW (1)	3:55	5.89
LW (2)	12:00	1.55	LW (2)	11:20	-0.1
HW (3)	16:55	5.37	HW (3)	16:20	5.79
Getijpost Kruibeke					
19/05/2011					
	Tijd [UTC]	Water level [m TAW]			
HW (1)	4:00	5.86			
LW (2)	11:00	-0.27			
HW (3)	16:30	5.79			

Tabel 4.4.7 Vergelijking van de getij karakteristieken op de 3 meetdagen met het gemiddeld doottij, het gemiddeld getij en het gemiddeld springtij over de decade 1991-2000 (AMT,2003).

	Schoonaarde				Terhagen				Kruibeke			
	Dood tij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 17 mei 2011	Dood tij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 18 mei 2011	Dood tij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 19 mei 2011
Niveau [m TAW]												
HW (1)	4.61	5.05	5.34	5.30	4.99	5.48	5.84	5.89	4.77	5.29	5.72	5.86
LW (2)	1.54	1.54	1.56	1.55	0.41	0.18	0.04	0.10	0.34	0.00	-0.23	0.27
HW (3)	-	-	-	5.37	-	-	-	5.79	-	-	-	5.79
Getij verschil [m]												
eb (1 to 2)	3.07	3.51	3.78	3.75	4.58	5.3	5.8	5.99	4.43	5.29	5.95	6.13
vloed (2 to 3)	3.07	3.51	3.78	3.82	4.58	5.3	5.8	5.89	4.43	5.29	5.95	6.06
Duur [hh:mm]												
eb (1 to 2)	7:22	7:22	7:24	7:40	7:01	7:05	7:11	7:25	6:28	7:01	7:12	7:00
vloed (2 to 3)	5:03	4:28	4:24	4:55	5:24	5:09	5:00	5:00	5:32	5:13	5:00	5:30
Getij (1 to 3)	12:25	11:51	11:48	12:35	12:25	12:15	12:12	12:25	12:01	12:15	12:12	12:30
Getij coefficient												
eb (1 to 2)	0.87	1	1.08	1.07	0.86	1	1.09	1.13	0.84	1	1.12	1.16
vloed (2 to 3)	0.87	1	1.08	1.09	0.86	1	1.09	1.11	0.84	1	1.12	1.15

Meteorologische data

Voor de 3 meetlocaties is in Tabel 4.4.8 de meteorologische data verzameld van het meest nabije gelegen meetstation. Gedurende de 3 dagen waren de meteorologische omstandigheden normaal en hebben ze geen significante invloed op de gemeten data gehad.

Tabel 4.4.8 Meteorologische data (Wunderground, 2011).

		17/05/2011	18/05/2011	19/05/2011
		Dendermonde	Bornem	Antwerpen
Gem. temperatuur	[°C]	15.3	15.8	14
Max. temperatuur	[°C]	20.1	21.7	17
Min. temperatuur	[°C]	12.5	9.8	12
Neerslag	[mm]	0	0	0.3
Gem. windsnelheid	[km/u]	2.4	5.4	8
Max. windsnelheid	[km/u]	12.9	11.3	15
Windrichting	[°]	ZW	ZW - W	W - N

4.3. Methodiek voor de verwerking van ADCP data met Sediview

4.3.1. Calibratie van backscatter

De ADCP backscatter wordt met behulp van de genomen waterstalen in Sediview gecalibreerd naar sedimentconcentraties in mg/l. De methodiek voor deze verwerking staat beschreven in 4.2 (IMDC, 2010 & DRL software, 2011).

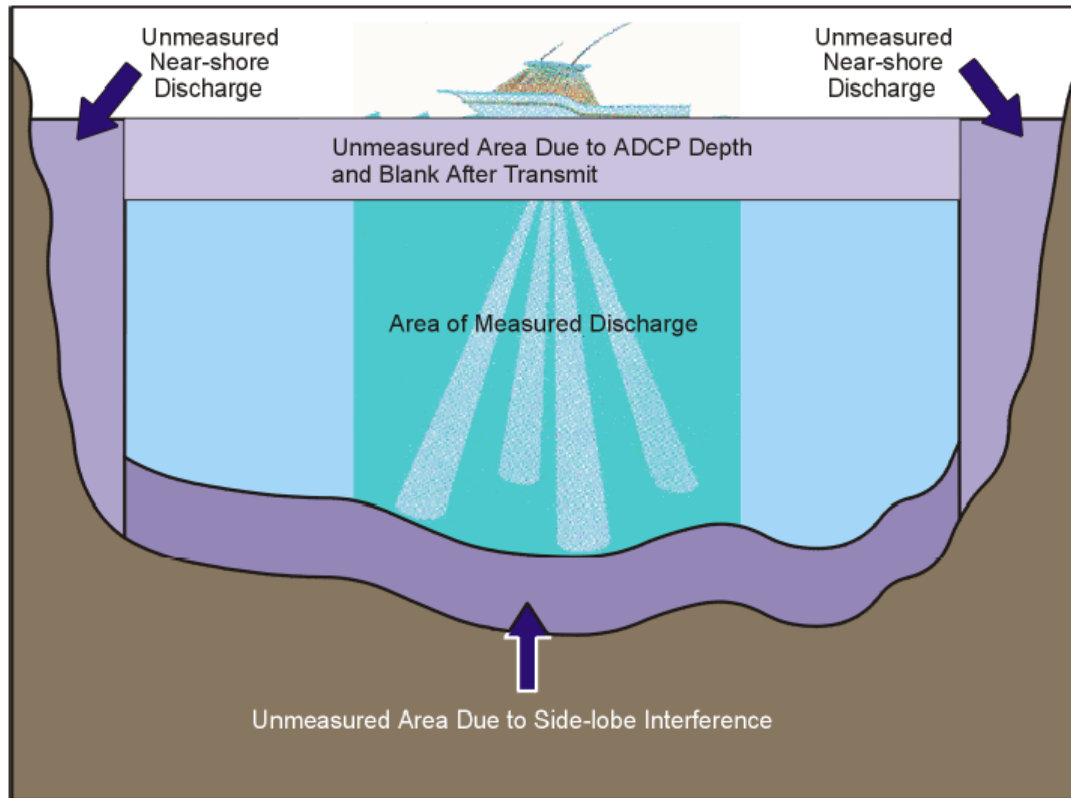
Dit calibratieproces vertoonde enkele moeilijkheden op tijdstippen en locaties waar er hoge sedimentconcentraties voorkwamen. In het bijzonder gedurende de 13-uursmeetcampagne bij Kruibeke op 19/05/2011 in de periode voor en na HW waren de ADCP waarden moeilijk te calibreren als gevolg van de zeer hoge concentraties die daar over gans de diepte voortkomen. De verzamelde waterstalen aan het oppervlakte geven in deze periodes slibconcentraties hoger dan 1000 mg/l. Het gevolg van deze hoge concentraties aan het oppervlakte is dat er veel ADCP signaal al verloren gaat in de bovenste waterkolom, waardoor er onvoldoende signaal in de onderste cellen beschikbaar is en waardoor de iteratieve berekening van de backscatter sterk aan betrouwbaarheid verliest. (zie ook DRL software 2011 en RD Instruments 2003). Hierdoor is er te Kruibeke een grotere onzekerheid op de calibratie resultaten bij de hogere concentraties en is de focus tijdens deze calibratie gelegd op het correct calibreren van de dieptegemiddelde concentratie. (zie ook IMDC, 2012)

4.3.2. Methodiek voor de berekening van het totale debiet en de totale flux

Tijdens elke gemeten dwarsraai zijn er enkele gebieden in de totale dwarssectie, die niet gemeten kunnen worden. Deze ontbrekende gebieden dienen correct ingeschat te worden om een totaal debiet en flux te kunnen berekenen.

Er zijn steeds 4 zones dewelke niet bemeten kunnen worden:

- De 2 oeverzones aan weerskanten van de raai. Deze zones kunnen niet bemeten worden omdat het schip beperkt is door zijn eigen diepgang.
- De oppervlaktezone. Deze oppervlaktezone wordt veroorzaakt enerzijds doordat de transducer niet juist aan het wateroppervlakte hangt, maar wat dieper (om invloed van eigen schroefwater te beperken). Anderzijds omdat er een zogenaamde “blanking distance” is tussen de transducer en de eerste gemeten cel.
- De bodemzone. Door het effect van de sidelob is de onderste 6% van de data over de totale diepte onbetrouwbaar.



Figuur 4.4.6 De niet gemeten zones in een dwarssectie (bron: RD Instruments, 2003).

Inschatting van de oeverzones

Voor iedere meetlocatie is er door het Waterbouwkundig Laboratorium een gedetailleerde dwarssectie in XYZ ter beschikking gesteld. Voor elke gevaren meetraai werd de projectie gemaakt van het de eerste en de laatste cel op deze gedetailleerde dwarssectie. Op basis van het getij en de beschikbare dwarssectie van de ongemeten oevers kan dan voor iedere meetraai afzonderlijk de natte sectie bepaald worden van beide ongemeten oeverzones.

Zowel de stroomsnelheid als de sedimentconcentratie worden per diepte gelijk gesteld aan de gemiddelde waarde van respectievelijk de eerste 5 (oever 1) en de laatste 5 (oever 2) gemeten bins.

Inschatting van de toplaag

De oppervlakte van de topzone is perfect gekend. Voor de metingen in Schoonaarde en Terhagen bedraagt deze 0.68 meter en op de derde meetdag te Kruikeke bedraagt deze 1.8 meter.

De stroomsnelheid in deze topzone wordt verondersteld gelijk te zijn aan de waarde van de bovenste gemeten bin.

De sedimentconcentratie in deze topzone wordt verondersteld gelijk te zijn aan de gemiddelde waarde van de bovenste 5 gemeten bins.

Inschatting van de bodemlaag

De oppervlakte van de bodemzone is perfect gekend, zijnde 6 % van de totale diepte in elk desbetreffende ensemble. Voor de metingen in Schoonaarde en Terhagen bedraagt deze 0.68 meter en op de derde meetdag te Kruibeke bedraagt deze 1.8 meter.

De afname van de stroomsnelheid in deze bodemzone wordt berekend met behulp van de power methode. Chen (1991) behandelt de theorie van de power wetten voor stromingsweerstand. Simpson en Oltmann (1990) beweren dat Chen's power methode equivalent is voor Manning's formule voor open kanalen (met $b=1/6$) (RD Instruments, 2003).

$$u/u^* = 9.5(z/z_0)^b$$

met:

z = Afstand tot de bodem [m]

u = stroomsnelheid op afstand z van bodem bed [m/s]

u^* = Wrijvingssnelheid [m/s]

z_0 = bodem ruwheidshoogte [m]

b = Exponent (1/6)

4.4. Resultaten 13-uursmetingen

4.4.1. Visualisatie

Per meetdag wordt in Bijlage C het verloop van het debiet en de totale flux uitgezet tegenover het getij. Voor zowel het debiet en de flux wordt een onderscheid gemaakt tussen de meetgegevens die gemeten zijn (aangeduid als mid) en de gegevens die geschat zijn geweest (aangeduid als total).

4.4.2. Interpretatie van de resultaten

De metingen op de 3 meetlocaties werden allemaal bij spingtij condities uitgevoerd.

De stroomsnelheden op de 3 meetlocaties kennen een vrijwel identiek verloop tegenover het getij (zie

Figuur 4.4.7), waarbij de stroomsnelheden te Kruibeke steeds 1 uur voorlopen. De hoogste snelheden komen voor tijdens de vloedfase rond het tijdstip van HW. Deze maxima bereiken voor Schoonaarde en Terhagen een waarde van 2 m/s, voor Kruibeke werd een maximum van 1.5 m/s gemeten. De maximale snelheden bij eb zijn iets lager (tot 1.5 m/s) en komen een 2 à 3 uur na HW voor.

De sedimentconcentraties konden voor de 3 locaties voldoende gecalibreerd worden, uitgezonderd de periodes van hoge concentraties te Kruibeke, waar als gevolg van de hoge concentraties aan het wateroppervlakte de calibratieresultaten hogere afwijkingen gaven. Op de stroomopwaarts locaties (Schoonaarde & Terhagen) zijn de sedimentconcentraties van een dezelfde grootte orde. De sectie-gemiddelde concentraties (flux/debiet) variëren tussen 30 en 300 mg/l, terwijl in Kruibeke de gemeten sedimentconcentraties systematisch hoger zijn, met gemiddelde waarden die variëren van 300 tot 1200 mg/l. Voor de 3 locaties komen de hoogste concentraties voor op de tijdstippen van hoge stroomsnelheden (>1 m/s). Rond LW zijn de concentraties minimaal.

De berekende debieten en fluxen kennen een geleidelijk verloop. Door de kortere vloed periode kennen zowel de debieten en de fluxen tijdens de vloed een hoger maximum dan tijdens de eb fase. Enkel in Kruibeke is de maximale flux tijdens eb groter dan tijdens de vloed doordat de concentraties tijdens eb uitzonderlijk hoog waren. De totaal gemeten debieten en fluxen per getij staan weergegeven in Tabel 4.4.9. Voor zowel Terhagen als Kruibeke is zowel het totale debiet als de totale flux groter tijdens eb. Voor Schoonaarde is dit voor het debiet ook het geval, maar niet voor de totale netto flux, dewelke in opwaartse richting geïntendeerd is.

Het netto debiet over één getij is een indicatie van het gemiddeld zoetwaterdebiet tijdens dit getij. Deze schatting van het zoetwaterdebiet, op basis van het netto afwaarts gemeten volume water over een gans getij, is weergegeven in Tabel 4.4.10.

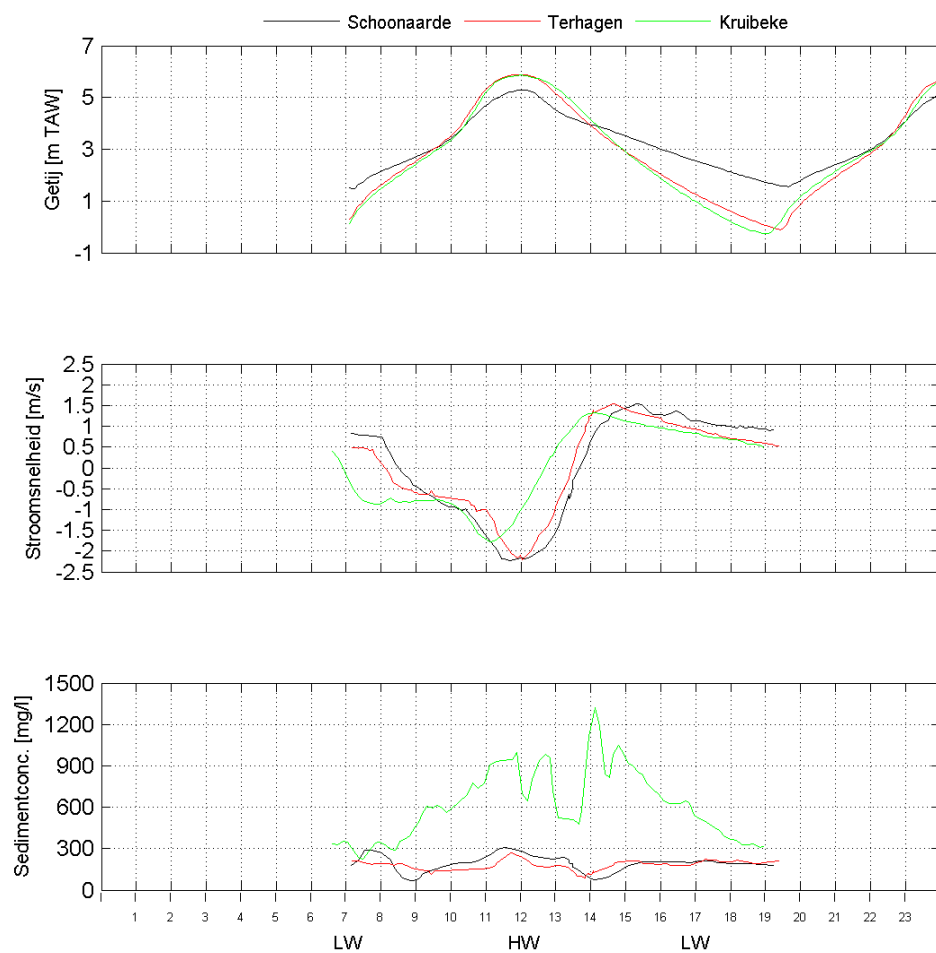
Tabel 4.4.9 Overzicht totaal gemeten debiet en flux per getijfase.

	Var	QTot[m ³]	% Afwijking Q tov. eb	FTot[kg]	% Afwijking Flux t.o.v. eb
Schoonaarde 17/05/2011	Eb	3.44E+06	100.00%	4.68E+05	100.00%
	Vloed	-2.68E+06	-78.03%	-6.15E+05	-131.50%
	netto	7.56E+05	21.97%	-1.47E+05	-31.50%
Terhagen 18/05/2011	Eb	7.62E+06	100.00%	1.36E+06	100.00%
	Vloed	-5.51E+06	-72.31%	-1.04E+06	-76.33%
	netto	2.11E+06	27.69%	3.22E+05	23.67%
Kruibeke 19/05/2011	Eb	7.01E+07	100.00%	4.93E+07	100.00%
	Vloed	-6.75E+07	-96.20%	-4.37E+07	-88.65%
	netto	2.67E+06	3.80%	5.59E+06	11.35%

Tabel 4.4.10 Schatting van het getij gemiddeld zoetwaterdebiet.

	Gemiddeld zoetwater debiet [m ³ /s]
Schoonaarde 17/05/2011	16.8
Terhagen 18/05/2011	46.9
Kruibeke 19/05/2011	59.3

11371 - MONEOS



Getij, Gemiddelde Stroomsnelheid &
Gemiddelde Sedimentconcentratie
tijdens de 13 uursmeetcampages
van 17 tem. 19 mei 2011

Location:

Schoonaarde, Terhagen & Kruibeke

Processed by:



I/RA/11371/11.146/BQU

Figuur 4.4.7 Getij, gemiddelde stroomsnelheid & gemiddelde sedimentconcentratie.

4.5. Resultaten maandelijkse monitoring

4.5.1. Beschrijving van de bijgeleverde digitale data

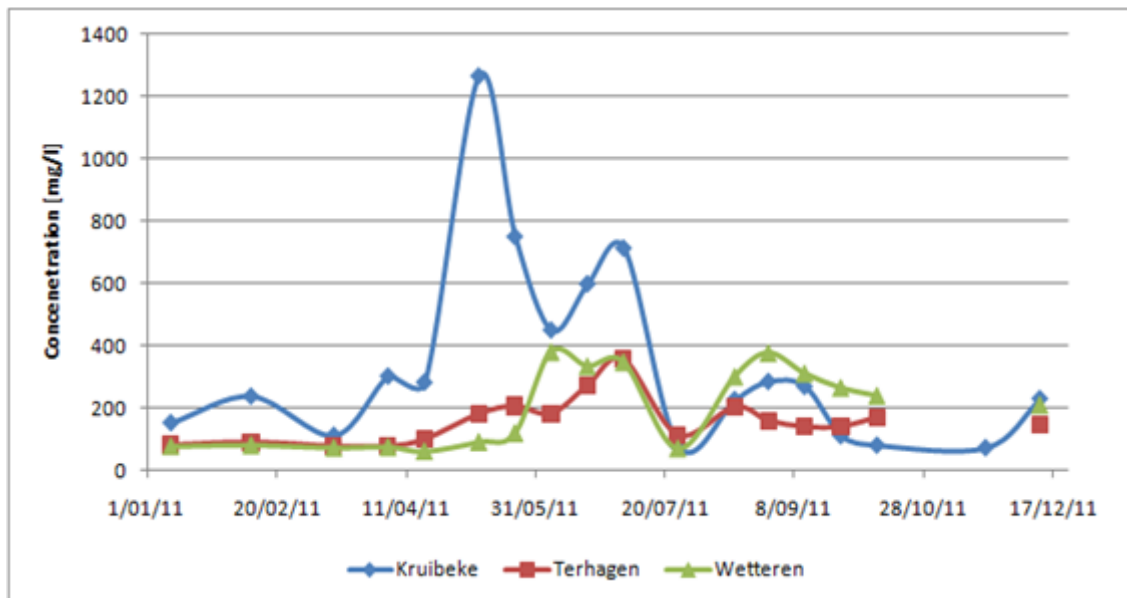
Per meetcampagne is er voor iedere meetlocatie een ascii file opgeleverd van het gemeten diepteprofiel in mTAW. Deze file bevat de volgende parameters:

- Stroomsnelheidscompenent in X [m/s]
- Stroomsnelheidscompenent in Y [m/s]
- Totale stroomsnelheid [m/s]
- Stroomrichting [°]
- Sedimentconcentratie [mg/l]

De metadata bevat:

- Datum en tijd
- Coördinaten
- Name: Naam meetlocatie
- Csv file: Naam ruwe file
- Water level: Getij op tijdstip van meting in mTAW
- Bottom level: niveau bodem in mTAW
- #: Ensemble nummer ADCP tijdens 1^{ste} en 2^{de} waterstaal
- Diepte ½: diepte van 1^{ste} /2^{de} waterstaal
- Mg/l ens ½ : sediment concentratie van 1^{ste}/2^{de} waterstaal volgens analyse labo
- Getijpost: gebruikte getijpost om waterstand te bepalen

4.5.2. Interpretatie van de resultaten



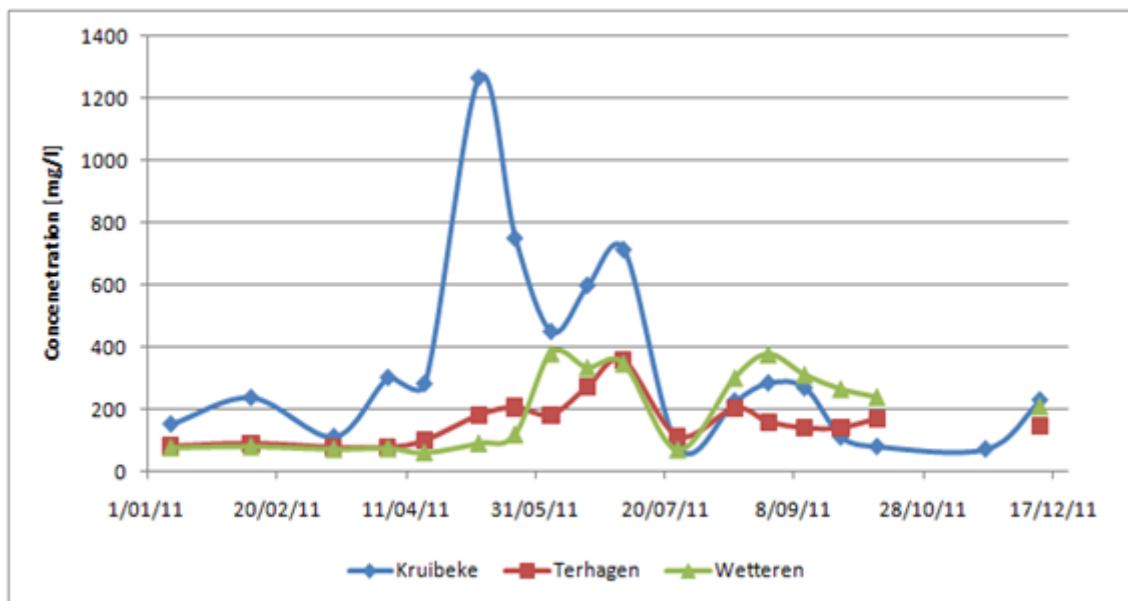
Figuur 4.4.8 toont de variatie van de sedimentconcentratie in 2011 op 3 geselecteerde locaties langsheen de Schelde en de Rupel. De variatie op de 2 opwaarts gelegen locaties doorheen het jaar is eerder klein, met hogere concentraties gedurende de zomermaanden. De concentraties in Kruibeke zijn meer uitgesproken, met maxima tot boven de 1000 mg/l.

Aangezien het om discrete metingen gaat op verschillende tijdstippen t.o.v. het getij is het niet evident om uitgesproken conclusies te trekken. De hogere meetwaarde in mei bijvoorbeeld kan veroorzaakt worden doordat de concentraties doorheen het getij effectief in mei hoger waren,

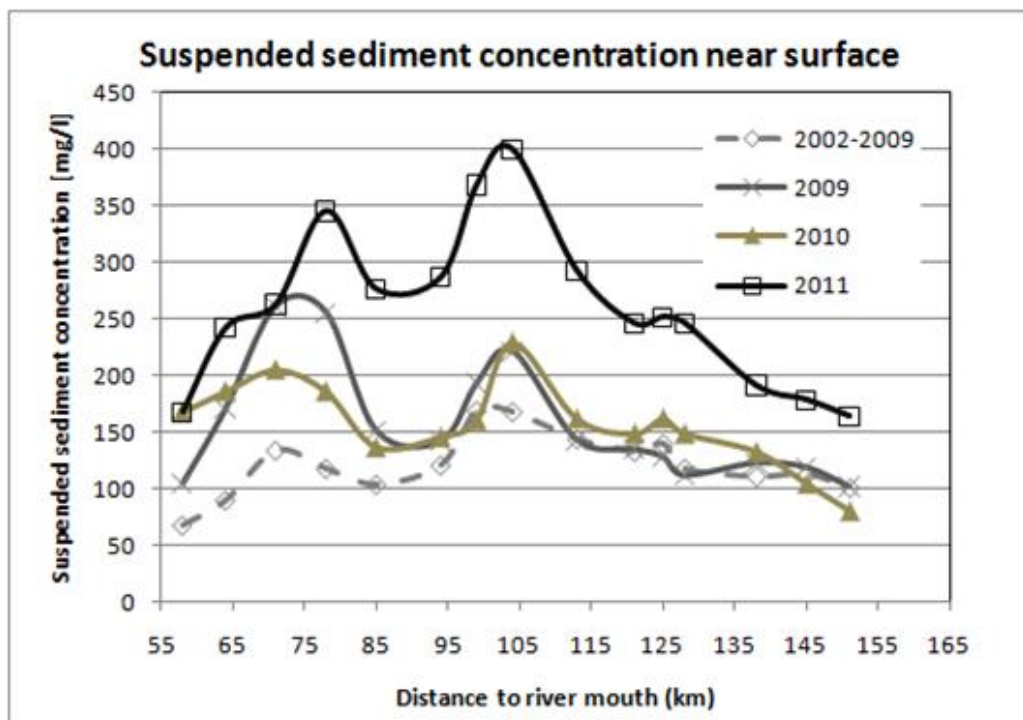
maar evenzo kan deze hogere meetwaarde verklaart worden doordat de meting in mei uitgevoerd is op een tijdstip t.o.v. hoogwater dat gekenmerkt wordt door een stijging in sedimentconcentratie, terwijl de meting ervoor juist uitgevoerd is in een periode van het getij waar systematisch lagere sedimentconcentraties voorkomen.

Figuur 4.4.9 en Figuur 4.4.10 tonen de jaargemiddelde sedimentconcentratie voor elk genomen waterstaal op de Schelde aan respectievelijk het wateroppervlakte en nabij de bodem.

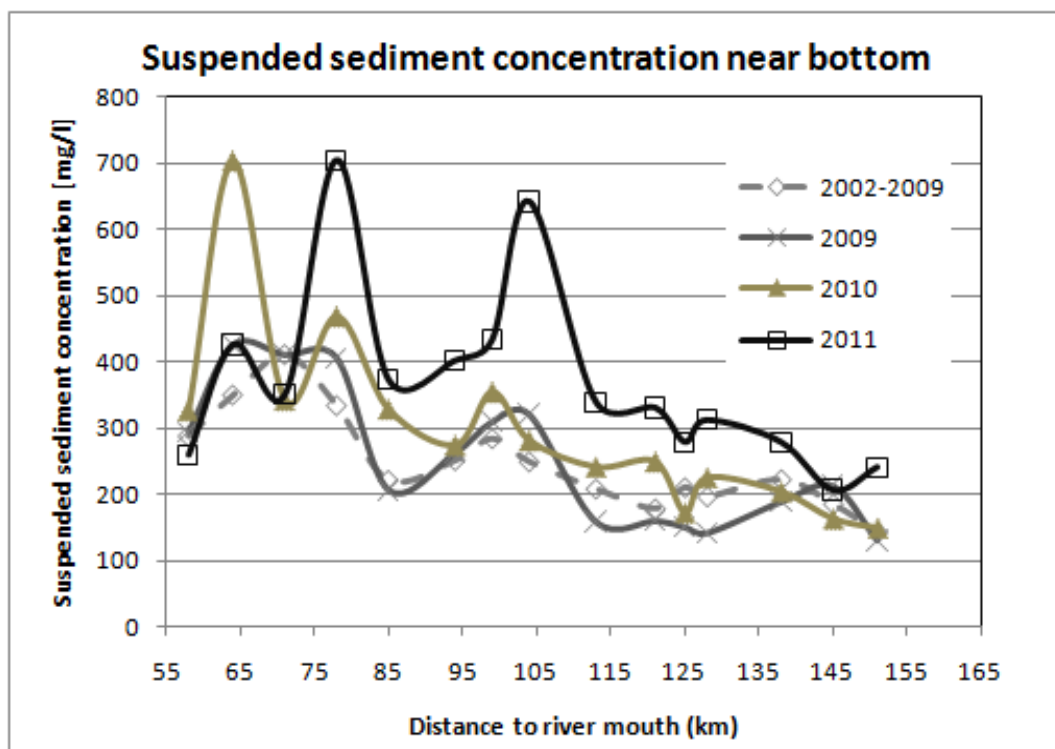
De meetwaarden van de voorbije jaren komen uit het jaarverlag van OMES 2010 (UA; 2011). Op beide figuren zien we voor 2011 2 duidelijke concentratiepieken. Een eerste sedimentconcentratie piek komt voor op circa 100 km van de monding nabij de meetstations Temse en Lippenbroek. Een tweede piek manifesteert zich op 80 km van de monding nabij Antwerpen. De concentraties aan de bodem zijn duidelijk hoger en doorheen de jaren zien we een significante stijging.



Figuur 4.4.8 Verloop van de dieptegemiddelde sedimentconcentratie over 2011 op 3 vaste meetpunten (Kruibeke, Terhagen & Wetteren).



Figuur 4.4.9 Jaargemiddelde sedimentconcentratie aan het wateroppervlakte per meetlocatie.



Figuur 4.4.10 Jaargemiddelde sedimentconcentratie nabij de bodem per meetlocatie.

4.6. Referenties

AMT (2003). Intern rapport, Getij-informatie Scheldebekken 1991-2000.

DRL Software (2011), Sediview User's Guide v3

IMDC (2009) Langdurige metingen Deurganckdok: Opvolging en analyse aanslibbing. Deelrapport 2.30: Through tide measurement SiltProfiler winter 2009 (I/RA/11283/08.091/MSA)

IMDC (2010), Modellerings water-en sedimentbeweging Lippenbroek, rapport hoog water ADCP metingen op 14/09/2010 ter hoogte van de kil, I/RA/11214/10.185/BQU.

IMDC (2012), Stromings- en sedimentconcentratie metingen in mei 2011 te Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke. MONEOS (I/RA/11371/11.146/BQU)

RD Instruments (October 2003). Winriver User's Guide International Version

U.A. (2011). Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu, geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2009-2010

Unesco (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater, UNESCO Technical Papers in Marine Science, 44. UNESCO, France.

Waterbouwkundig Laboratorium (2010), MONEOS - Jaarboek monitoring WL 2010, overzicht monitoring hydrodynamiek en fysische parameters zoals door WL in 2010 in het zeescheldebekken gemeten.

Wunderground (2010). Weather Underground: www.wunderground.com

YSI (2011). <http://www.ysi.com/productsdetail.php?6600V2-1> geraadpleegd op 6/12/2011

Hoofdstuk 5. Zwevende stof en sedimenten in de Zeeschelde (deeltaak VUB-HYDR)

Margaret Chen et al.

Eindverslag voor deelstudie 4, 2010-2011

Partim: zwevende stoffen en lichtklimaat
Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde
Vrije Universiteit Brussel
(HYDR-VUB)

5.1. Introduction

This report describes the observations and measurements performed in fulfilment of “Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu – Deelstudie Perceel nr. 4: Sediment en Zwevende Stof”.

Field survey was carried out at 20 stations in the Scheldt River Estuary, between the Belgian-Dutch border and Ghent, and in the tidal reach of the Rupel River (Table 5.1). This survey was made monthly over one year period (February 2011 – January 2012) and biweekly during the spring and summer time (from April 2011 to September 2011). Next to the monthly and biweekly surveys, three full tidal measurements (13-hour campaigns) were performed in the upstream part of the Scheldt (Schellebelle), in the brackish zone of the Scheldt (Kruibeke) and in the Rupel River (Terhaegen).

The major tasks are to perform measurement of flow with an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP), and measurement and determination of turbidity, light attenuation variability, suspended sediment concentration for the biweekly and monthly campaigns as well as the 13-hour campaigns in the Scheldt Estuary. Besides, sediment grain-size distribution and settling velocity are also measured and determined for the 13-hour campaigns.

Table 5.1. Measuring stations in the Scheldt River Estuary and the Rupel River.

survey site	Locality	distance to the river mouth (km)
Belgian-Dutch border	Grens (boei 87)	58
Liefkenshoek	Liefkenshoektunnel (boei 92)	63.5
Melsele	Punt van Melsele (boei 105)	71
Antwerpen	Steen	78
Kruikeke	Veerpont	85
Steendorp	Kerk	94
Temse	Ponton	98
Lippenbroek	Hamme (Driegoten)	104
Baasrode	Ponton	113
Dendermonde	Brug	121
St. Onolfs	bocht v Damme	125
Appels	Veer	128
Uitbergen	Brug	138
Wetteren	Baanbrug	145
Melle	Brug	151
Beneden Nete	tussen brug E19 – N1	
Dijle	Brug	
Rupel - Terhagen	Kerk	
Rupel - Boom	Veerpont	
Rupel - Niel	Loskade	

5.2. Methodology

5.2.1. ADCP measurement

ADCP was designed initially to gauge 3-D flow structure. It sends acoustic waves through water that are backscattered by particles in the water. The backscattered echo wave is recorded by its phase shift and amplitude intensity. As ADCP records the intensity of the return echo that is proportional to the number of backscatters present in the water column and thus can be used as a proxy for suspended sediment concentration.

According to the practical field conditions, the standard deployment methods of either online mode or self-contained mode were applied using a 600 kHz RDI Workhorse broadband ADCP. When ADCP online mode was applied, Winriver II was used to collect the online data together with a Hemisphere Crescent VS110 DGPS to correct vessel velocity and moving river bottom. When ADCP self-contained mode was applied, whenever possible was combined with DGPS recordings, the acoustic backscatter data was autonomously stored in its internal memory. In both online mode and self-contained mode, the bin size was set at 0.5 m and the time between ensembles was around 2.5 seconds. Due to the blank zone of ADCP and different vessel settings, the ADCP transducer was placed at a water depth of 1.3 m on a large vessel (usually the first field day) and 0.5 m on a small vessel (usually the second and the third field days), which implied a blank zone near the transducer of 2.4 m and 1.6m respectively.

5.2.2. Flow velocity measurement

Flow velocity was also determined through point measurements for vertical velocity profiles. Depending on the availability, a calibrated OTT current meter, a calibrated YSI-ADV6600 sonde

or an ADV were deployed. Intercalibration of these current meters were performed and suggested a comparable outputs with R2 values of around 0.95.

5.2.3. Sampling and analysis of suspended sediment concentration

Samples for the measurement of the suspended sediment concentration (SSC) were taken by pumping water from 5 predefined depths, that is 10%, 25%, 50%, 75% and 90% of the actual water depth, and collecting water in PVC bottles of 200 ml. Suspended sediment concentration was determined according to a standard non-filterable solids method. Total suspended sediment was collected on pre-weighed 0.45 µm sterile membrane filters (Whatman WCN type filters, Cat. No 7141-114). Salts were removed by rinsing the filters for at least 3 times with at least 50 ml of demineralised water. After filtration, samples were dried at 105°C till constant weight.

5.2.4. Turbidity measurement

Water turbidity is an indicative indirect method to measure the amount of suspended sediment available in the water column. The turbidity was measured using the optical backscatter sensor (OBS-3+) which positions perpendicular to the length of the sensor. Turbidity is obtained through OBS sensor which works by emitting near-infrared light into the water. When the reflected light hits the surface of a detector a small electrical current is generated. This current, expressed in millivolt, is recorded together with the date, the time and the water depth. In practice two sensors are used: one for low suspended sediment concentrations (OBS 1 below 0.5 gram per liter) and one for high suspended sediment concentrations (OBS 2 up to several grams per liter).

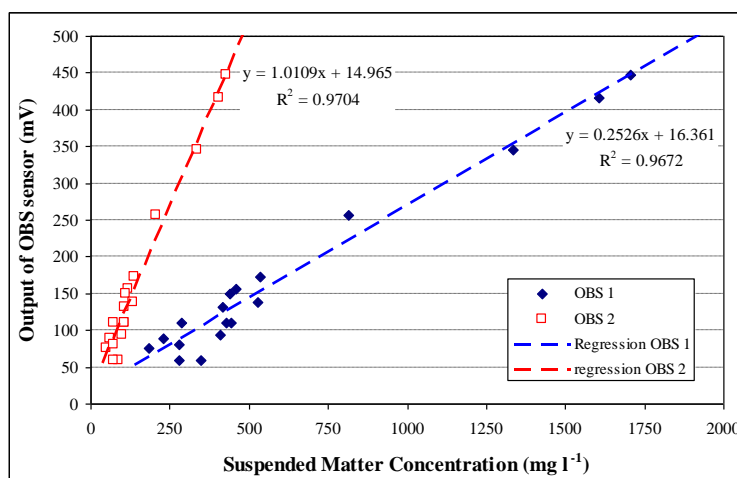


Figure 5.1. Calibration curves of the OBS output and suspended matter concentration.

Water samples were simultaneously collected parallel to the water turbidity profiling using PVC bottles (200 ml) as explained in the previous section to ensure the gravimetric SSC and to calibrate the measurements from the turbidity probe. For every campaign both sensors are calibrated with the suspended matter concentration obtained from water samples as described in the previous section. Figure 5.1 illustrates an example of calibration of two OBS sensors. Turbidity output was then converted to in-stream SSC through an analysis of paired turbidity and SSC samples. A specific calibration curve was established relating turbidity to SSC for every sampling site in each campaign.

5.2.5. Field measurements of conductivity, salinity and temperature

Conductivity, salinity and temperature measurements of water samples at every sampling depth were carried out either with a WTW LF 325 microprocessor conductivity meter with automatic measuring range selection or with an YSI 6920 multiparameter sonde.

5.2.6. Determination of light attenuation coefficient k_d

Light in the water column is measured with a RAMSES-ACC hyperspectral UV-VIS irradiance sensor. This radiometer measures the vertical spectral irradiance E_λ in function of the wavelength λ in the range of 320 to 950 nm with intervals of about 3.3 nm. The total irradiance of visual light E can be determined by integrating the vertical spectral irradiance E_λ over the visual wavelength spectrum, i.e. from 400 to 700 nm:

$$E = \int_{400\text{nm}}^{700\text{nm}} E_\lambda d\lambda \quad (1)$$

To determine the attenuation coefficient, which is usually described by a decreasing exponential function, i.e. the Beer-Lambert Law. Beer's law describes the transmission of light through a medium as water as an exponential function of the penetration depth

$$E = E_0 \exp(-kz) \quad (2)$$

where E_0 is the irradiance at the surface ($z = 0$), z is the depth in the medium, and k is the attenuation coefficient.

To compute the photosynthetically active radiation, abbreviated as PAR, can follow:

$$\text{PAR} = \int_{400\text{nm}}^{700\text{nm}} \frac{\lambda E_\lambda}{hc} d\lambda \quad (3)$$

where PAR is in unit $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$, λ in nm, E_λ in $\text{mW}/\text{m}^2\text{nm}$, and energy of a photon is given by hc/λ , where h is Planck's constant ($6.626068 \times 10^{-34} \text{ Js}$) and c is the speed of light ($299,792,458 \text{ m/s}$).

5.2.7. Sediment particle size and settling velocity investigation

Sediment particle size and settling velocity were investigated for the full tidal cycle measurements. At 50% of water depth triplicate samples were taken at full ebb tide and at full flood as well as at the slack water. Particle size distribution was determined using a Sedigraph 5100 Particle Size Analysis System coupled with a Master Tech 51. Next to the determination of grain-size of suspended sediment, in-situ particle size and settling velocity were also investigated by deploying device Laser In-Situ Scattering and Transmissometry (LISST).

5.3. Distribution and behaviour of suspended sediments

5.3.1. Longitudinal variations of suspended sediment concentration

Monthly measurements of suspended sediment concentration in 2011 were analysed and summarized in the Table 5.2 and Table 5.3 comparing to the data obtained from the previous

monitoring measurements from 2002 to 2010. It should be noted that for 2009 no measurements were performed for September and October.

Table 5.2. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-surface layer for 2009, 2010, 2011 and for the period 2002-2009.

Locality	distance to the river mouth (km)	2002-2009	2009	2010	2011
Belgisch-Nederlands (Grens)	58	68	105	168	119
Liefkenshoek	64	90	171	186	175
Melsele	71	134	261	205	225
Antwerpen	78	118	255	186	188
Kruikeke	85	104	151	137	209
Steendorp	94	121	142	146	201
Temse	99	169	193	161	325
Lippenbroek	103	168	221	229	356
Baasrode	113	144	143	162	308
Dendermonde	121	133	135	149	238
St. Onolfs	125	140	128	162	244
Appels	128	118	112	149	251
Uitbergen	138	111	123	133	138
Wetteren	145	113	119	105	133
Melle	151	101	102	81	126

Average suspended sediment concentrations at the near-surface layer at each station in 2010 and in 2011 and the average values from the period 2002-2009 was plotted in the Figure 5.2. A developing trend of an increment of sediment concentration can be observed in the last two years in the Scheldt. This evolution is shown notably in 2011, and in particular upstream part between Lippenbroek and Uitbergen.

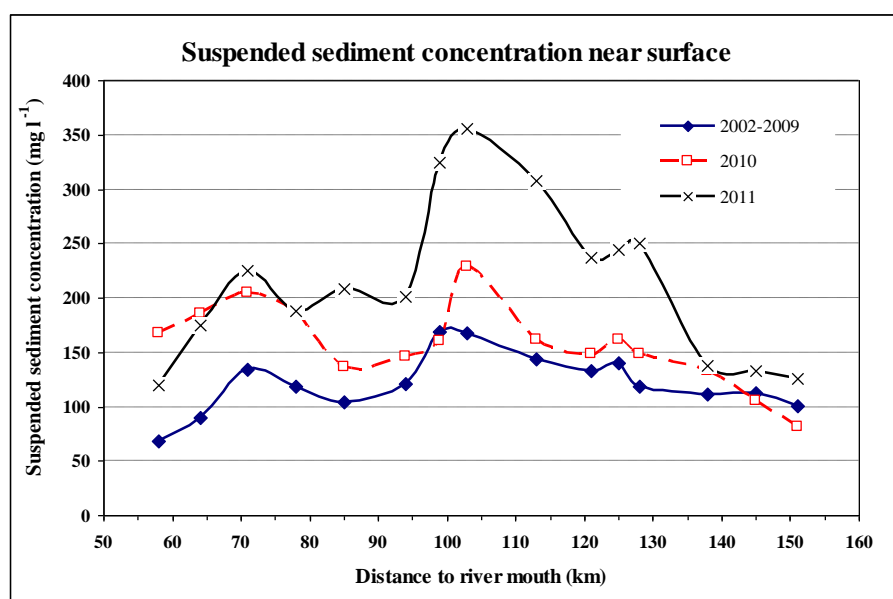


Figure 5.2. Long term evolution of suspended sediment concentrations near surface.

Table 5.3. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-bottom layer for 2009, 2010, 2011 and for the period 2002-2009.

Locality	distance to the river mouth (km)	2002-2009	2009	2010	2011
Belgisch-Nederlands (Grens)	58	289	295	326	259
Liefkenshoek	63	351	426	702	419
Melsele	72	412	411	342	334
Antwerpen	79	335	406	468	705
Kruibeke	85	222	207	328	362
Steendorp	94	252	263	274	354
Temse	98	285	310	354	465
Lippenbroek	104	250	321	281	672
Baasrode	113	209	159	241	330
Dendermonde	122	179	160	249	346
St. Onolfs	127	211	151	172	273
Appels	133	197	142	225	315
Uitbergen	140	223	189	204	253
Wetteren	147	186	213	163	198
Melle	155	143	131	149	230

Average suspended sediment concentration near bottom showed a similar trend comparing to the near surface ones (Table 5.2 and Table 5.3). It is noted that a trend of an increment of sediment concentration can also be observed in the upstream part between Lippenbroek and Uitbergen. However, the maxima of the suspended sediment concentration near surface can not always be observed simultaneously in the lower part of the water column (Figure 5.3). This may be attributed to differences in origin of the sediment sources such as advection, resuspension or local erosion and needs to be characterized in future investigation.

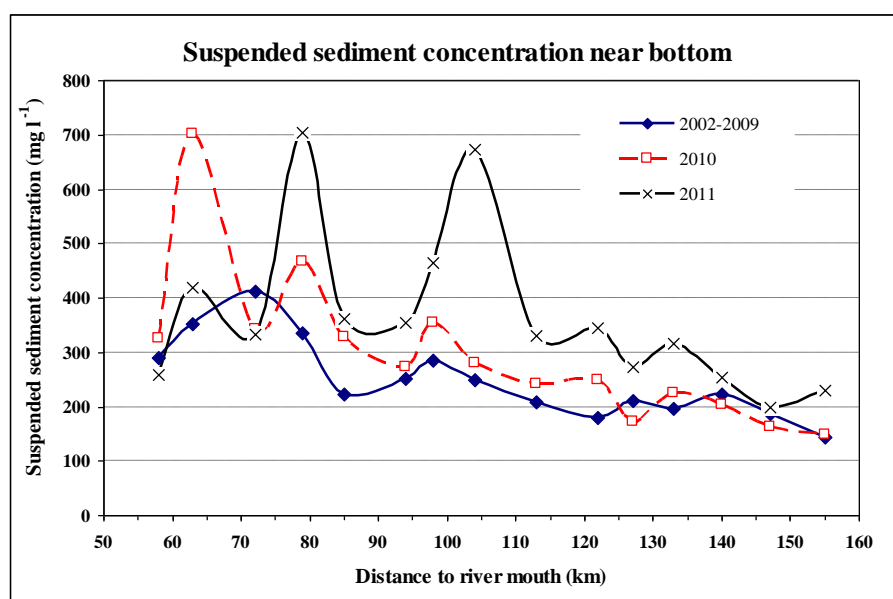


Figure 5.3. Long term evolution of suspended sediment concentrations near bottom.

5.3.2. Suspended sediment concentration in the Rupel basin

Monthly monitoring of suspended sediment was also performed in the estuarine part of the Rupel basin. Since 2009, 5 stations were regularly surveyed, the Nete (a few kilometers upstream of the outflow in the Rupel), the Dijle (a few kilometers upstream of the outflow in the Rupel), and Terhagen, Boom and Niel in the tidal reach of the Rupel river. The yearly averages of suspended sediment concentration at these five stations are given in the Table 5.4 and Table 5.5 for near water surface and near bottom respectively.

Table 5.4. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-surface layer at 5 stations in the Rupel basin

suspended sediment concentrations near surface					
(yearly average in mg l ⁻¹)					
<i>year</i>	Nete	Dijle	Terhagen	Boom	Niel
2009	77	116	103	116	147
2010	113	128	116	120	129
2011	97	94	127	145	215

Table 5.5. Average suspended sediment concentrations in mg/l at the near-bottom layer at 5 stations in the Rupel basin.

suspended sediment concentrations near bottom					
(yearly average in mg l ⁻¹)					
<i>year</i>	Nete	Dijle	Terhagen	Boom	Niel
2009	104	132	131	163	193
2010	196	119	157	141	185
2011	121	123	166	201	259

5.3.3. Suspended sediment distributions in full tide-cycle measurements

Full tide-cycle measurements in 2011-2012 were performed at three stations, i.e., the upstream part of the Scheldt at Schellebelle, brackish part of the Scheldt at Kruibeke, and at Terhagen in the Rupel.

Full tide-cycle measurements at Schellebelle:

Water velocity and SSC from the full tide cycle measurements are shown in the Figure 4 and Figure 5. The suspended sediment concentration in the near-surface layer varied between 40 and 310 mg/l (Figure 4). In the near-bottom layer the suspended sediment concentration varied from 46 to 409 mg/l (Figure 5).

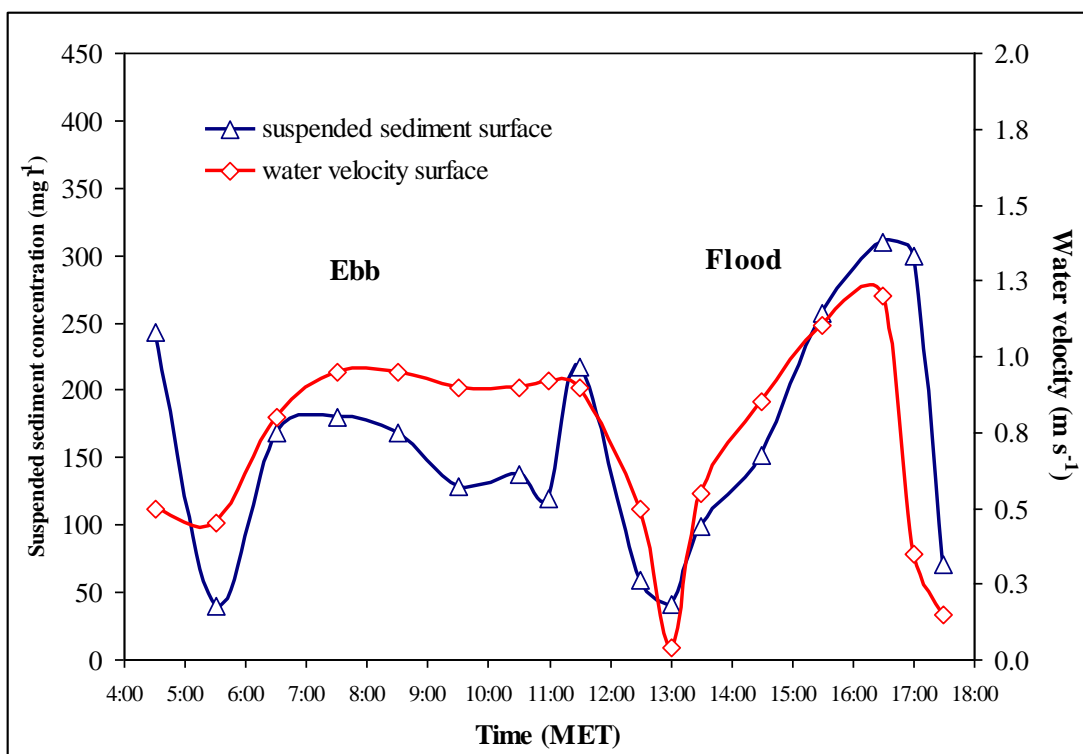


Figure 5.4. Suspended sediment concentration and water velocity at near surface layer during the full tide-cycle measurements at Schellebelle on May 17, 2011.

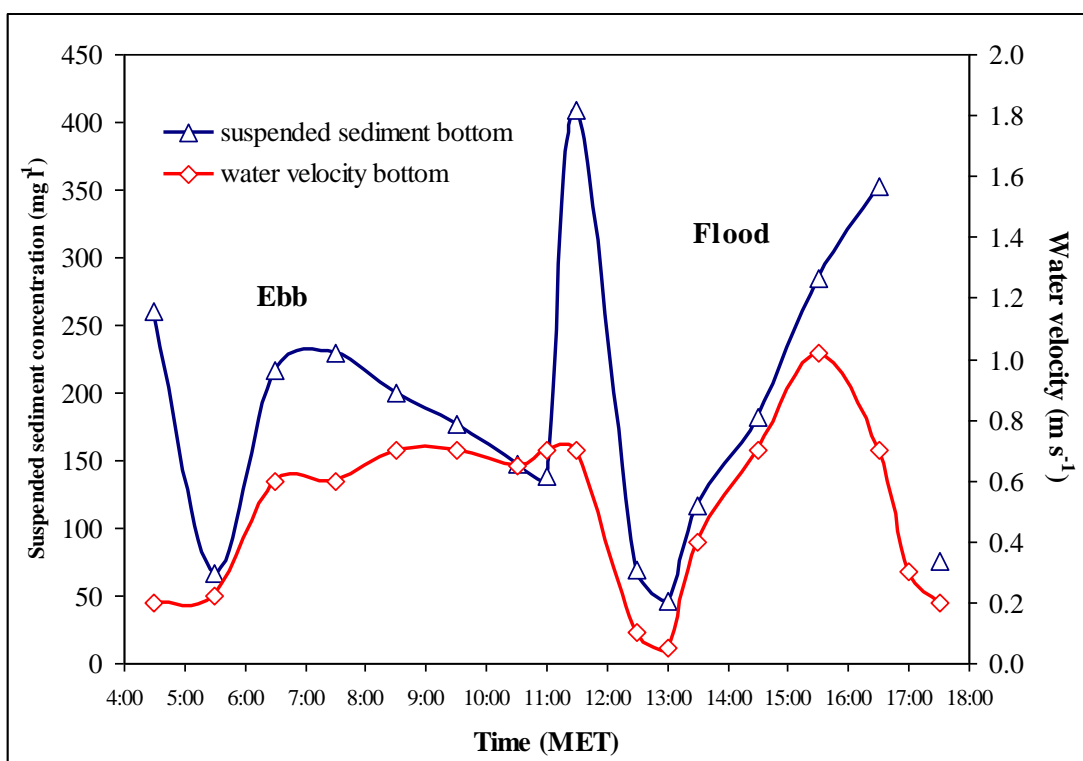


Figure 5.5. Suspended sediment concentration and water velocity at near bottom layer during the full tide-cycle measurements at Schellebelle on May 17, 2011

Full tide-cycle measurements at Terhaegen:

Water velocity and SSC from the full tide cycle measurements are shown in the Figure 5.6 and Figure 5.7 at the station Terhaegen. The suspended sediment concentration in the near-surface layer varied between 39 and 229 mg/l (Figure 5.6). In the near-bottom layer the suspended sediment concentration varied from 82 to 284 mg/l (Figure 5.7).

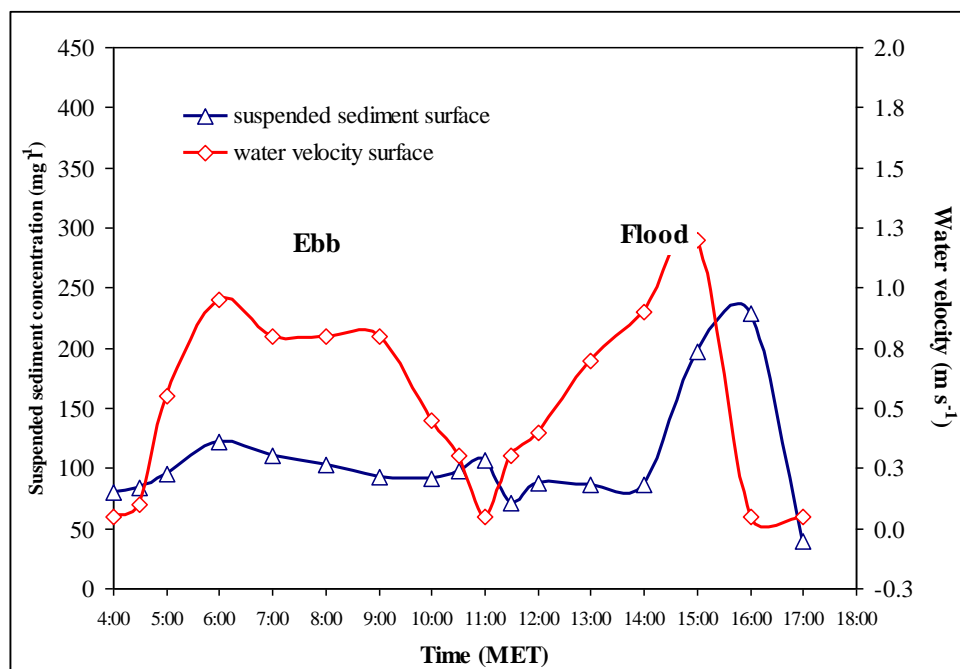


Figure 5.6. Suspended sediment concentration and water velocity at near surface layer during the full tide-cycle measurements at Terhaegen on May 18, 2011.

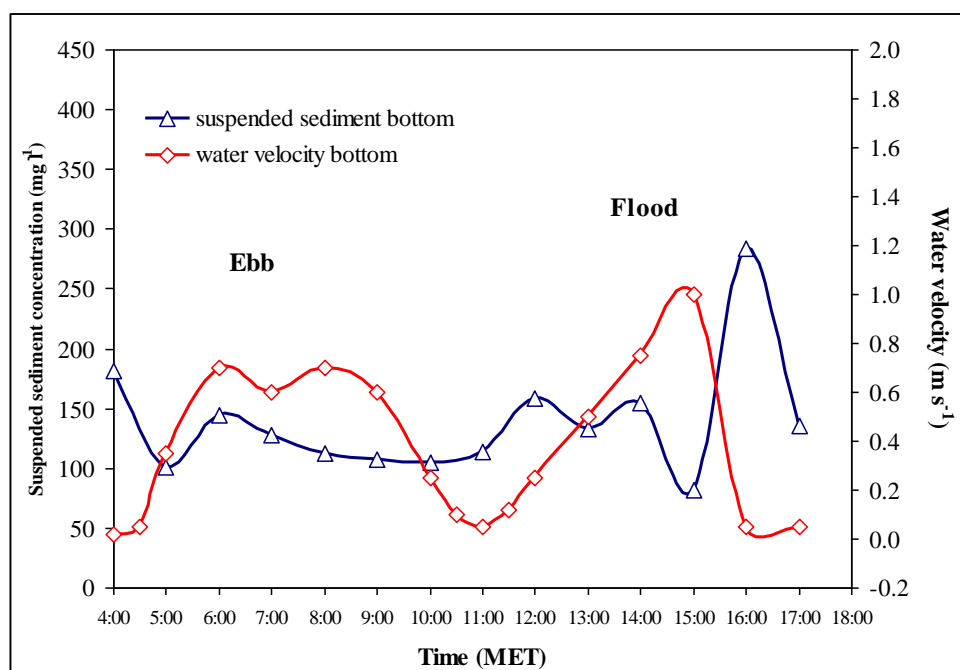


Figure 5.7. Suspended sediment concentration and water velocity at near bottom layer during the full tide-cycle measurements at Terhaegen on May 18, 2011.

Full tide-cycle measurements at Kruibeke:

Water velocity and SSC from the full tide cycle measurements are shown in the Figure 5.8 and Figure 5.9 at the station Kruibeke. The suspended sediment concentration in the near-surface layer varied between 139 and 1020 mg/l (Figure 5.8). In the near-bottom layer the suspended sediment concentration varied from 378 to 1549 mg/l (Figure 5.9).

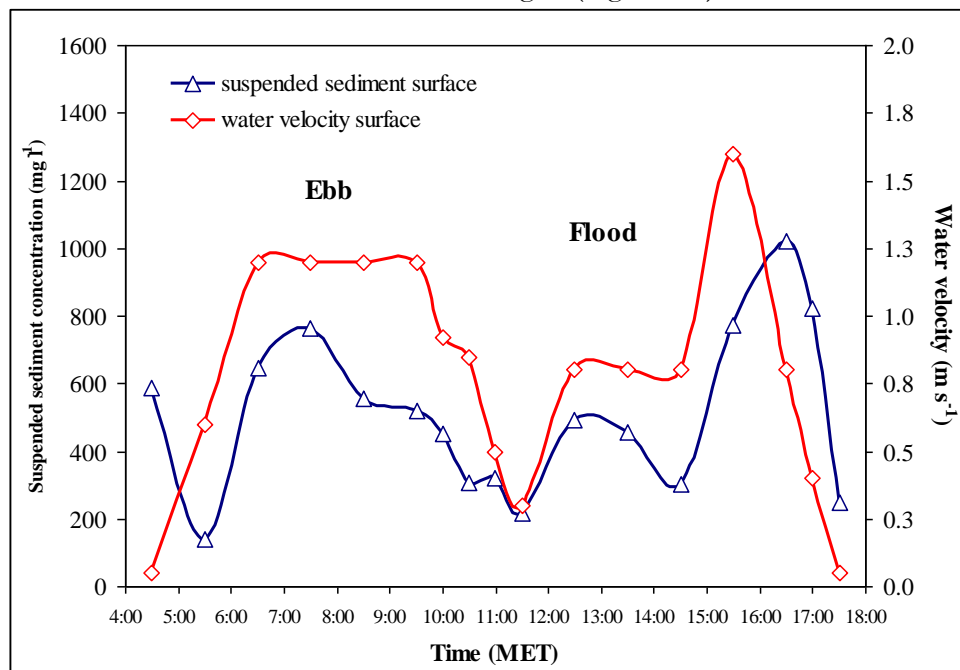


Figure 5.8. Suspended sediment concentration and water velocity at near surface layer during the full tide-cycle measurements at Kruibeke on May 19, 2011.

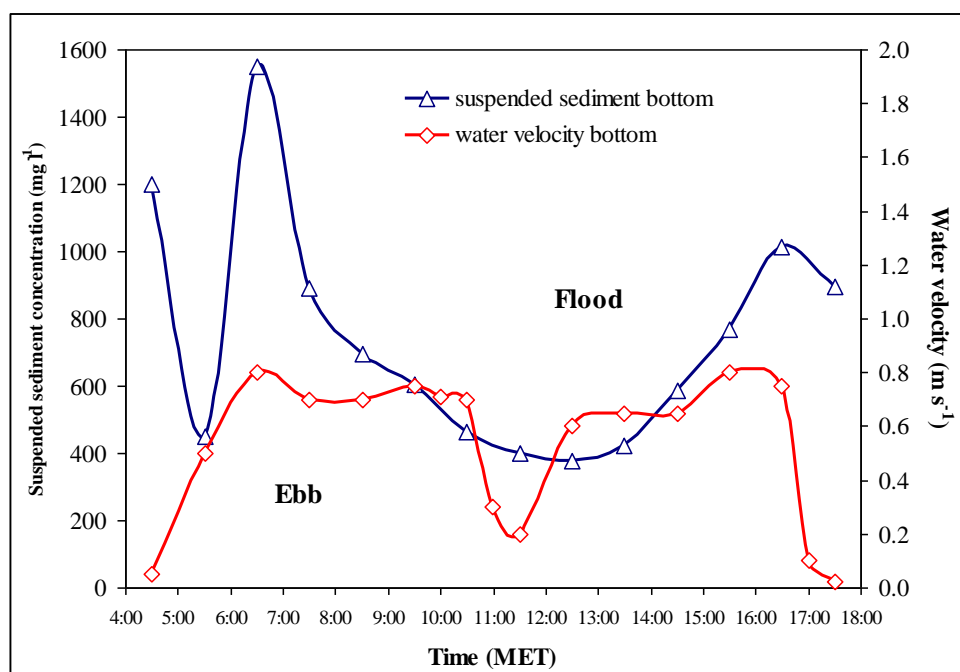


Figure 5.9. . Suspended sediment concentration and water velocity at near bottom layer during the full tide-cycle measurements at Kruibeke on May 19, 2011.

5.4. Light climate of the estuarine water

5.4.1. Monthly surveys of light climate

Light attenuation coefficient and euphotic depth were determined for every monitoring site. The light attenuation coefficient for vertical irradiance k_d varied between 1.96 m^{-1} , occurred at the station Lippenbroek in March 2011, and 19.05 m^{-1} , occurred at the station Appels in June 2011. The observed maximum and minimum euphotic depths (defined as the depth where irradiance is equal to 1% of the value at the water surface) thus varied between 2.34 and 0.24 m. These findings are very close to what had reported in the previous OMES reports by J.P. Vanderborght (ULB, till 2008) and by M. Chen et al. (VUB-HYDR, since 2009). The distributions of light attenuation coefficient and euphotic depth that determined in this project period are compared to the values reported in the period of 2002-2008 and 2009-2010 and presented in the Table 4.6.

Longitudinal distributions of the average light attenuation coefficient were shown in the Figure 5.10. Longitudinal distributions of the average euphotic depth presented a very similar trend as the year 2008 reported in the previous OMES reports by J.P. Vanderborght (ULB, till 2008) and by M. Chen et al. (VUB-HYDR, since 2009). In 2008, the euphotic depth varied from about 0.5 m to a little over 1 m (J.P. Vanderborght, ULB). The year 2008 was reported as a year replaced the year 2007 as the “darkest” year since 2002. In 2009-2010, the euphotic depth varied from about 0.68 m to 1.18 m (M. Chen et al., VUB-HYDR). In this project year (2011-2012), it is found that the average euphotic depth fluctuated between 0.45 m to 1.13 m (

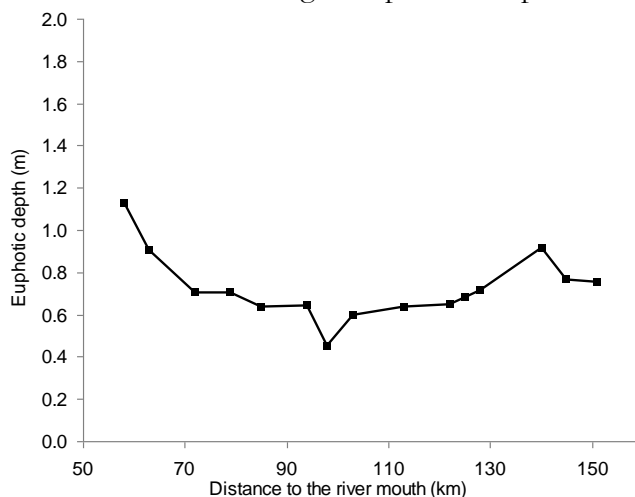


Figure 5.11). This “dark” water climate was attributed to the observed high suspended sediment concentrations in the near surface layer as shown in the Figure 5.2. Hence, since 2002, the Scheldt water was experiencing the ‘darkest’ climate from 2008 to 2011.

Table 5.6. Light attenuation coefficient and euphotic depth determined in this project period (2011-2012) and values documented in the period 2002-2008 and 2009-2010. Data from 2002-2008 and 2009-2010 were reported by J.P. Vanderborght (ULB, till 2008) and by M. Chen et al. (VUB-HYDR, till 2010) in the previous OMES reports

Year	Number of samples	k_d (m^{-1})			Euphotic depth (m)		
		min	max	median	min	max	median
2002	203	1.77	16.50	5.11	0.28	2.60	0.90
2003	189	1.71	17.50	5.33	0.26	2.69	0.86
2004	199	2.01	17.20	5.76	0.27	2.29	0.80
2005	152	1.03	13.10	4.60	0.35	4.47	1.00
2006	124	1.84	12.40	5.33	0.37	2.50	0.85
2007	147	1.95	17.70	6.20	0.26	2.37	0.74
2008	132	3.24	17.80	7.50	0.26	1.42	0.61
2002 - 2008	1205			5.49			0.84
recent years							
2009-2010	220	1.75	17.05	6.27	0.27	2.63	0.86
2011-2012	315	1.96	19.05	7.99	0.24	2.34	0.73

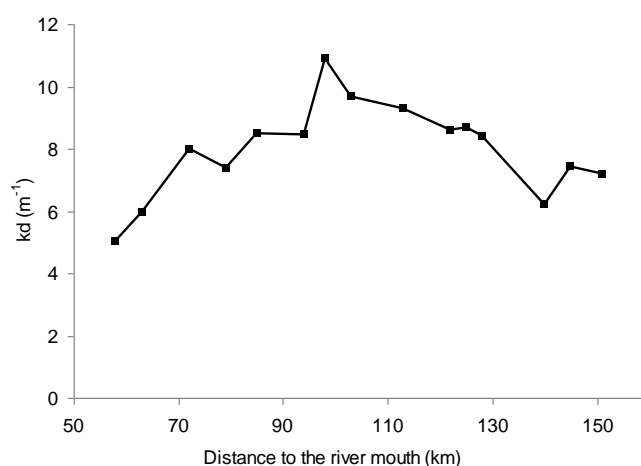


Figure 5.10. Longitudinal distributions of the average light attenuation coefficient k_d (2011-2012).

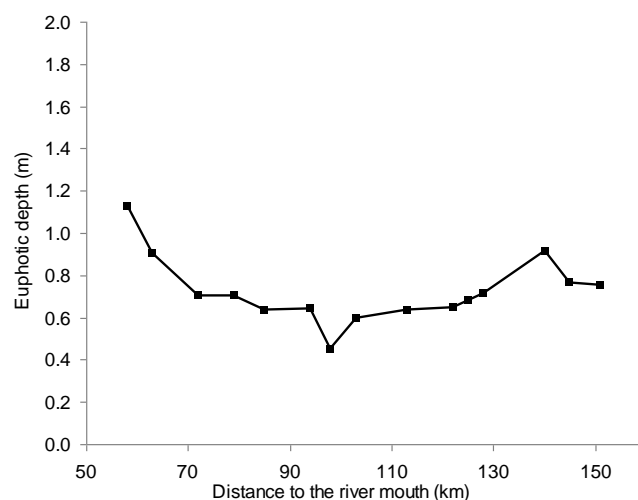


Figure 5.11. Longitudinal distributions of the average euphotic depth (2011-2012).

5.4.2. Light climate observed through full tide-cycle measurements

Light attenuation coefficient and euphotic depth were determined through full tide-cycle measurements performed at three stations, i.e., the upstream part of the Scheldt at Schellebelle, brackish part of the Scheldt at Kruibeke, and at Terhagen in the Rupel river. The temporal variation of the light attenuation coefficient k_d and suspended sediment concentration (SSC) were plotted over one tide cycle (Figure 5.12 -14). In general temporal evolution of k_d corresponded well with the change of suspended sediment concentration (SSC).

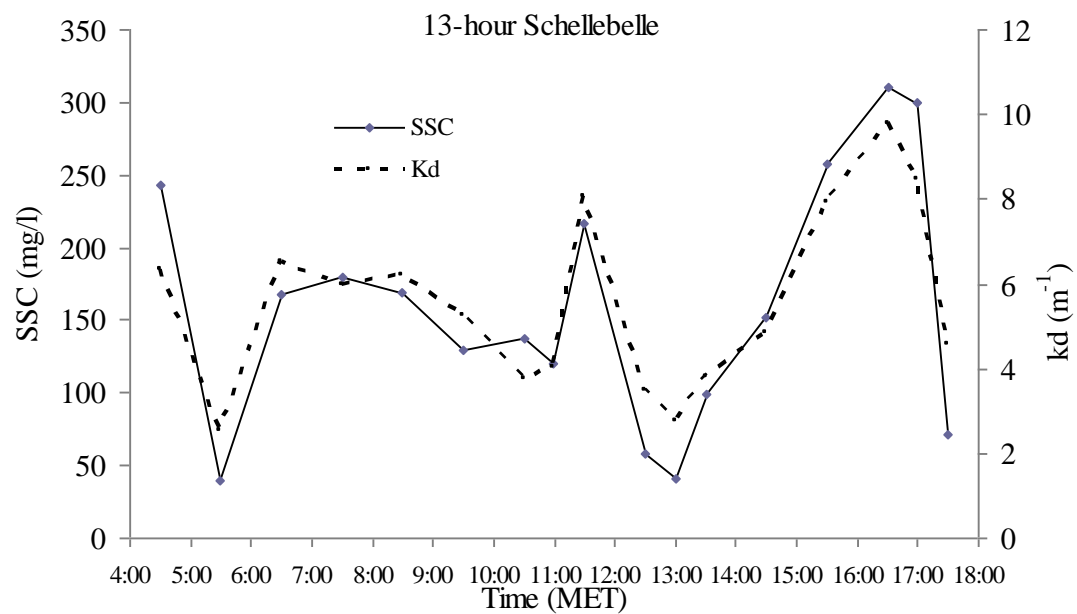


Figure 5.12. Temporal variation of light attenuation coefficient k_d in a full tide-cycle at Schellebelle on May 17, 2011

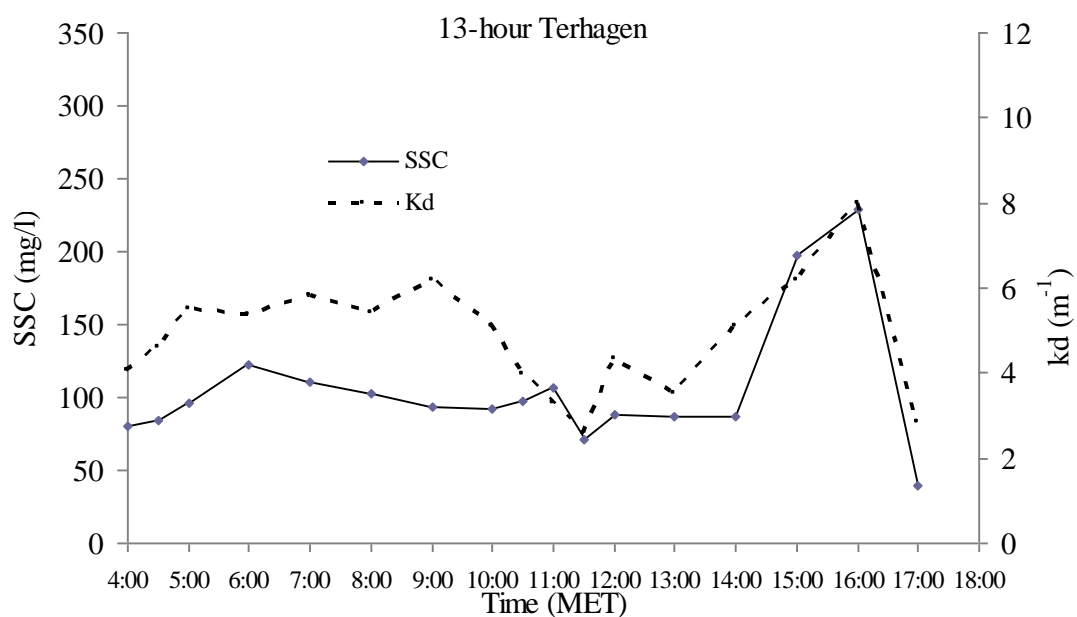


Figure 5.13. Temporal variation of light attenuation coefficient k_d in a full tide-cycle at Terhagen on May 18, 2011

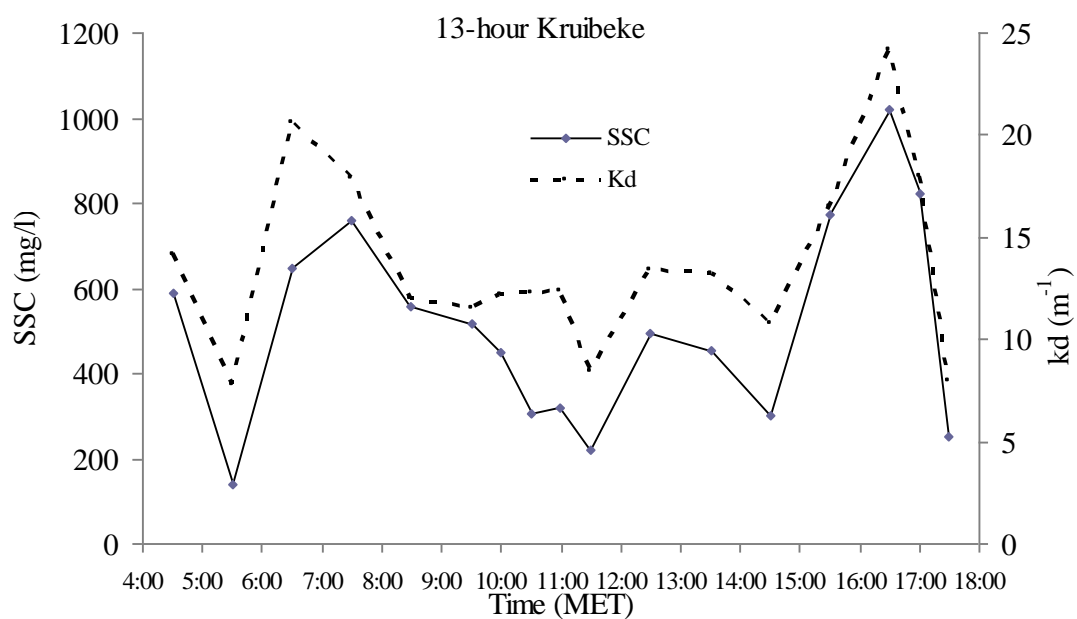


Figure 5.14. Temporal variation of light attenuation coefficient k_d in a full tide-cycle at Kruibeke on May 19, 2011.

5.5. Sediment particle size and settling velocity

Sediment particle size and settling velocity were investigated for the full tidal cycle measurements at three stations, i.e., the upstream part of the Scheldt at Schellebelle, brackish part of the Scheldt at Kruikebeke, and at Terhagen in the Rupel river.

At 50% of water depth triplicate samples were taken at full ebb tide and at full flood as well as at the slack water. Particle size distribution was determined and results were presented as cumulative percentage (Figure 5.15-17) and summarized in the Table 5.7. Next to the determination of grain-size of suspended sediment, particle settling velocity were also investigated and summarized in the Table 5.7.

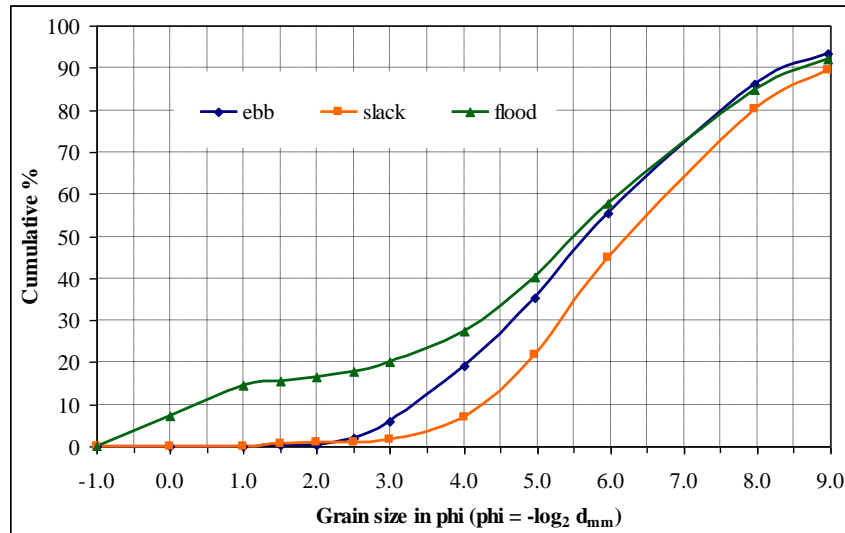


Figure 5.15. Particle size distribution expressed in cumulative percentage at full ebb tide, slack, and at full flood in a full tide-cycle at Schellebelle on May 17, 2011. Note: Grain size in phi (* phi unit: $\phi = -\log_2 d_{mm}$, where dmm is the dispersed particle diameter expressed as millimetre).

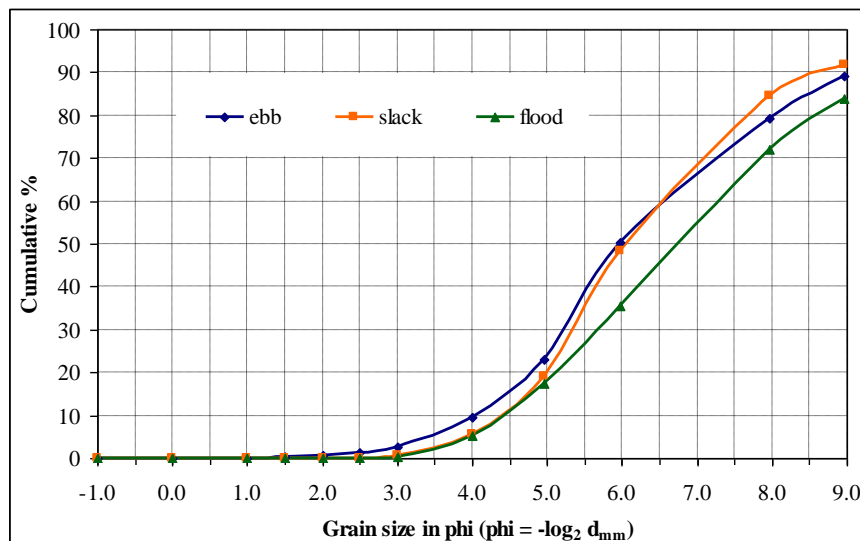


Figure 5.16. Particle size distribution expressed in cumulative percentage at full ebb tide, slack, and at full flood in a full tide-cycle at Terhagen on May 18, 2011. Note: Grain size in phi (* phi unit: $\phi = -\log_2 d_{mm}$, where dmm is the dispersed particle diameter expressed as millimetre).

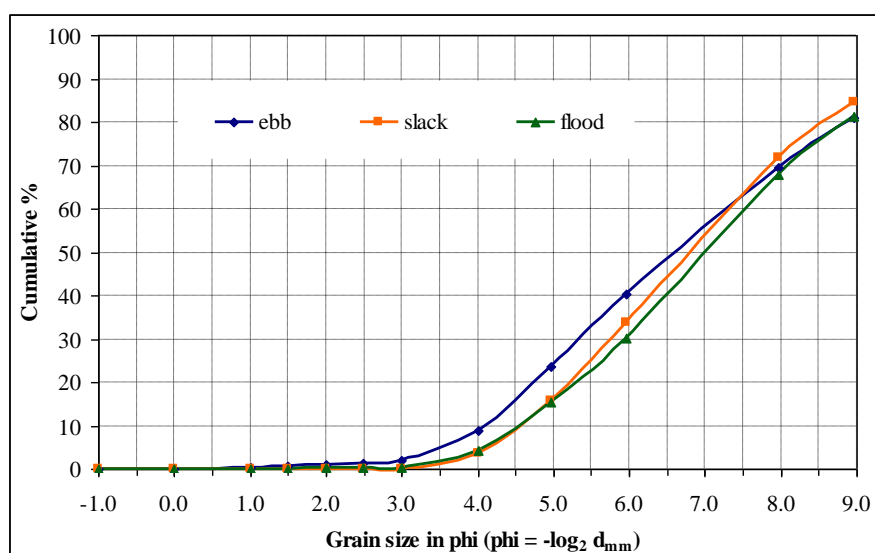


Figure 5.17. Particle size distribution expressed in cumulative percentage at full ebb tide, slack, and at full flood in a full tide-cycle at Kruikebe on May 19, 2011. Note: Grain size in phi (* phi unit: $\phi = -\log_2 d_{mm}$, where dmm is the dispersed particle diameter expressed as millimetre).

Table 5.7. Average particle size and settling velocity in tide-cycle measurements at Schellebelle, Terhagen, and Kruikebe (2011-2012).

13-hour campaigns station	tidal phase	average particle size (μm)	settling velocity (mm/s)
Schellebelle	ebb	16.17	1.07
	slack	13.46	0.32
	flood	14.95	0.82
Terhagen	ebb	15.05	0.59
	slack	15.39	0.21
	flood	9.71	1.25
Kruikebe	ebb	9.87	6.11
	slack	9.12	0.60
	flood	6.24	1.97

Hoofdstuk 6. Fytoplankton en fyto­benthos

Jeroen Van Wichelen
Els Van Burm
Renaat Dasseville
Ilse Daveloose
Ann-Eline Debeer
Wim Vyverman

Phytoplankton and phytobenthos dynamics in the Scheldt estuary in 2011

Laboratory for Protistology & Aquatic Ecology
Biology Department, Ghent University

6.1. Abstract

From November 2010 to December 2011 phytoplankton dynamics were monitored monthly at 15 different stations in the Scheldt continuum between Ghent and the Belgian-Dutch border and in the main tributaries of the Scheldt estuary; Bovenschelde, Dender, Durme and Rupel. In addition to these sampling stations, the Beneden Nete, Dijle, Grote Nete and Kleine Nete were monitored as well.

The year 2011 was characterized by rather low chlorophyll a concentrations. In general, a 2/3 decline was observed towards values that were not observed any more during the last 10 years. Instead of one extended bloom, both in space and time, two smaller blooms were present, one in spring and the other in late summer, both in the most upstream part of the estuary. Peak concentrations of 335 and 245 µg chl a L⁻¹ were measured in the second half of April and during late September respectively. In the brackish part of the estuary again a spring bloom consisting of *Thalassiosira* sp. developed from March until May. A maximal biomass of 112 µg chl a L⁻¹ was recorded in the beginning of May at the sampling station in Antwerp.

Like in previous years, centric diatoms dominated the phytoplankton community in the estuary and the tributaries that are exposed to the tidal cycle. A clear zonation in dominating diatom taxa was present. *Thalassiosira* sp. dominated the communities in the brackish zone of the river Scheldt, in the docks in Zandvliet and sporadically in the Rupel and the Durme, *Actinocyclus normanii* and to a lesser extent *Cyclotella* spp. co-dominated the communities in the freshwater tidal areas. The area around Temse functioned as a real mixing zone, where all three taxa were present in equal abundances. In spring, also *Stephanodiscus hantzschii* reached a substantial biomass mainly at the freshwater stations. Chlorophytes (Desmodesmus, Pediastrum) and sometimes euglenophytes (Euglena) and cryptophytes (Cryptomonas) were mainly concentrated in the tributaries.

Phytobenthos was also monitored monthly along a transect at 5 intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Belgian-Dutch border. At all intertidal flats, the chlorophyll a concentration generally increased from the low water to the high water line. As for the phytoplankton, maximal values for 2011 are substantially lower than these of previous years. Maximal chlorophyll a concentrations were observed in late spring (May) at the tidal flat of Boerenschans where an average chlorophyll a concentration of 111 mg m⁻² was measured. Diatoms were dominant at all flats in the brackish zone, while more diverse communities with diatoms, chlorophytes and euglenophytes were observed in the freshwater zone.

6.2. Monitoring phytoplankton biomass and community composition

6.2.1. Methodology

Each month, a 50 ml water sample was taken on each station along the Scheldt continuum and fixed with alkaline lugol solution. To ensure long-term storage, samples were post-fixed with formalin (5% final concentration) in the laboratory within 2 days of sampling. The phytoplankton species composition was analyzed using inverted microscopy. Therefore, a 5 to 10 ml subsample was transferred to a sedimentation chamber and phytoplankton cells were allowed to settle for one day. The sedimentation chamber was inspected with an inverted microscope (Zeiss Axiovert) at a magnification of 200 to 400 times. Identification was carried out to species level or, where identification was impossible by means of light microscopy, up to genus level. A fixed number of 200 phytoplankton 'units' were enumerated in each sample. A 'unit' corresponded to a phytoplankton cell, a coenobium or a colony. For each phytoplankton taxon, 15 units were measured to estimate the biovolume. The biovolume of each taxon was then multiplied by its abundance to estimate the total biovolume in the sample. Using published conversion factors (Menden-Duer & Lessard, 2000), biovolume was converted to biomass (in $\mu\text{g C L}^{-1}$).

Moreover, phytoplankton from each station was collected by filtering a known volume of water over a glass fiber filter (GF/F). This filter was immediately inundated in liquid nitrogen in the field and stored in the laboratory at a very low temperature (-80°C) to avoid degradation of pigments until analysis. Phytoplankton pigments were extracted in acetone 90 %. Sonication with the use of a tip-sonicator was used to destroy the phytoplankton cells and to make sure all pigments present on the filter were extracted in the solvent. The pigment extract was then injected into a Gilson High Performance Liquid Chromatography system to separate the different pigments present in the pigment extract. The time at which a peak in absorbance or fluorescence is observed (the retention time), can be used to identify the pigment associated with this peak. The surface of the peak can be used to quantify the amount of pigment that was present in the extract. By comparing retention times, peak surfaces and absorption spectra with analysis of pure pigment extracts of known concentration, the pigment associated with the peak can be identified and its concentration calculated. The HPLC system was set up, according to the method of Wright & Jeffrey (1997). Since the pigment 'chlorophyll a' is present in all phytoplankton groups, it is therefore used as measure for total phytoplankton biomass. Other pigments are specific for one or only a few phytoplankton groups.

6.2.2. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2011

The year 2011 was characterized by two small blooms in the upstream reaches of the estuary, the first one in April-May and the second in September. Like in 2010, a first maximum was observed in the second half of April ($335 \mu\text{g chl a L}^{-1}$). The chl a concentration was rather low during summer and a second, though lower, maximum did not appear before late September ($245 \mu\text{g chl a L}^{-1}$) (Figure 6.1). Both maxima were situated at the most upstream station at Melle. Similar to previous years, a small spring bloom (March – May) was observed in the brackish part of the estuary (Figure 6.1) and reached maximal chlorophyll a concentrations in the beginning of May at Antwerp ($112 \mu\text{g chl a L}^{-1}$). Microscopic analysis revealed *Thalassiosira* sp. (Figure 6.2) as the bloom-forming organism as was the case in the years before.

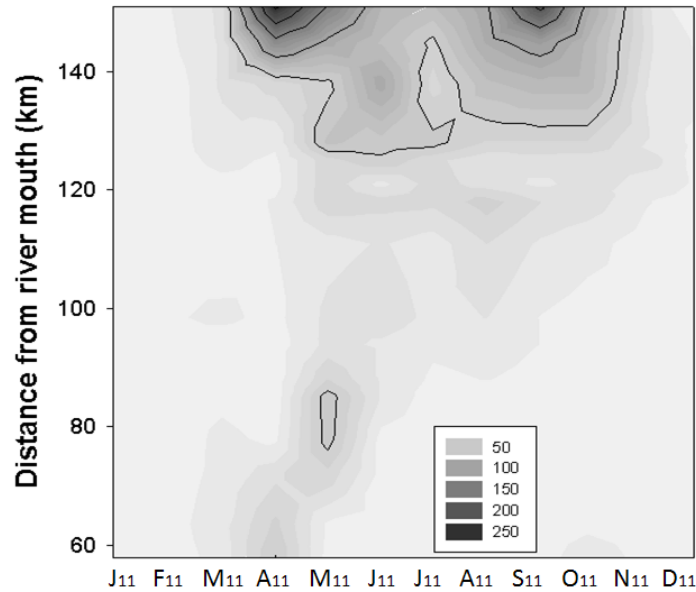


Figure 6.1. Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in 2011 along the Scheldt estuary from the freshwater reaches around the city of Ghent (at about 160 km from the river mouth) to the brackish zone at the Belgian-Dutch border (at about 60 km).

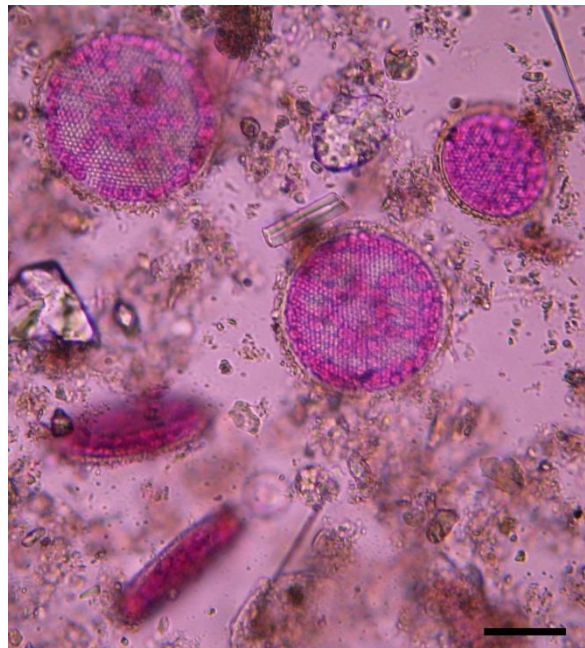


Figure 6.2. The centric diatom *Thallasiosira* sp. forming a small spring bloom in the brackish zone of the Scheldt estuary between Antwerp and the Belgian-Dutch border. Picture taken from a fixed sample (18.04.11) by J. Van Wichelen with a Canon PowerShot G3 digital camera mounted on a Zeiss Axiovert 135 inverted microscope. Scale bar equals 25 μm .

As seen in Figure 6.3, the bloom development in spring coincided with a period of minimal water discharge, when the retention time in the estuary is high. The higher discharges during the rainy summer of 2011 (on average $79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during July-August) probably has caused a high flushing time leading to a lower phytoplankton biomass in comparison with the same period the year before (average discharge of $48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). When the average discharge decreased again in September, a small bloom could develop again in the freshwater tidal area (although not seen at the sampling stations of Kruike and Steendorp).

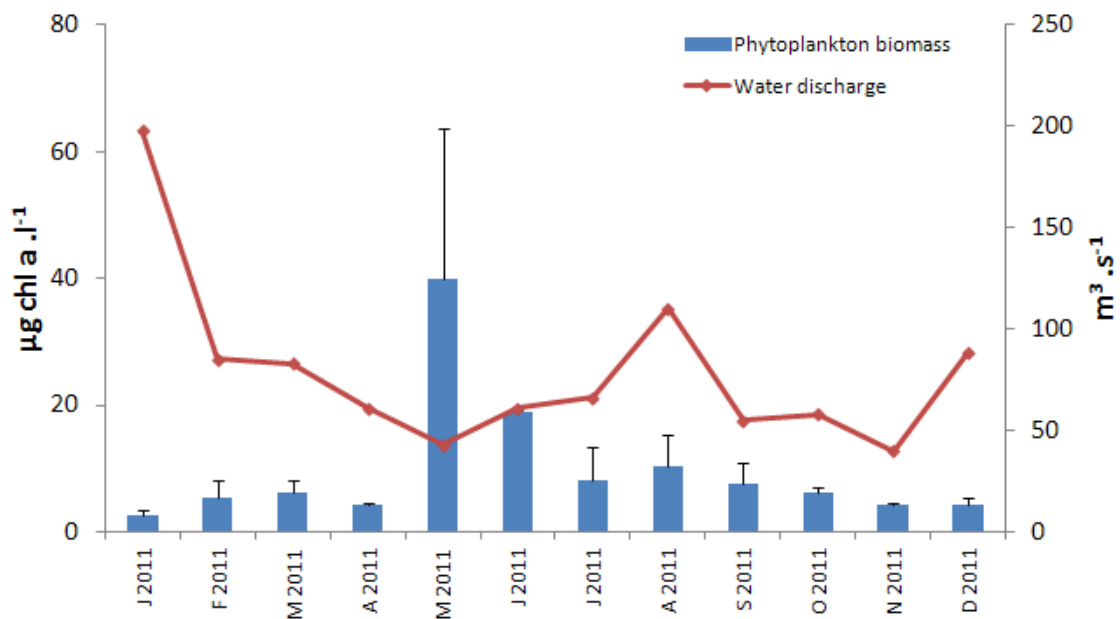


Figure 6.3. Ten days averages of water discharge from the Scheldt estuary at Schelle (data from Vlaamse Overheid – Waterbouwkundig Laboratorium) compared to the monthly averages of phytoplankton biomass at Kruibeke and Steendorp for 2011.

Similar to previous years, a decrease in chlorophyll a concentration is observed towards the brackish sampling stations all over the year (Figure 6.4). Stronger light limitation and salinity stress might be causing this decrease. The steep increase in salinity towards the brackish zone of the estuary can lead to an osmotic shock in phytoplankton cells. Stronger light limitation in this zone is mainly due to a combination of a higher water column depth and a higher turbidity. As in previous years the chlorophyll a values are maximal in Wetteren and Melle, the most upstream sampling stations.

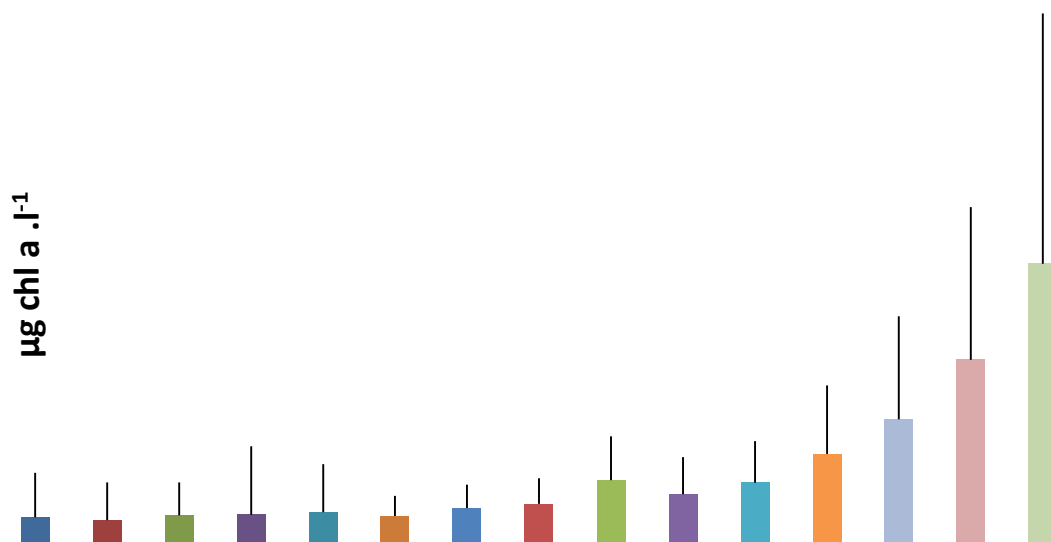


Figure 6.4. Averaged phytoplankton biomass for each monitoring station in the Belgian part of the Scheldt estuary between January and December 2011.

6.2.3. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2010

In 2011, a period of high chlorophyll a concentrations during the whole vegetation period as was seen from 2003 until 2010 seemed to have terminated rather abruptly (Figure 6.5). Again, a separation between a spring and summer bloom is observed as was the case before 2003. In comparison with previous years, maximal chlorophyll a concentrations have moved towards the most upstream station (Melle) in the estuary. The small *Thalassiosira* spring bloom in the brackish zones of the estuary, observed for the first time in 2008, seems to be a recurrent phenomenon, which can be linked to an increased water quality and/or changes in the food web (zooplankton).

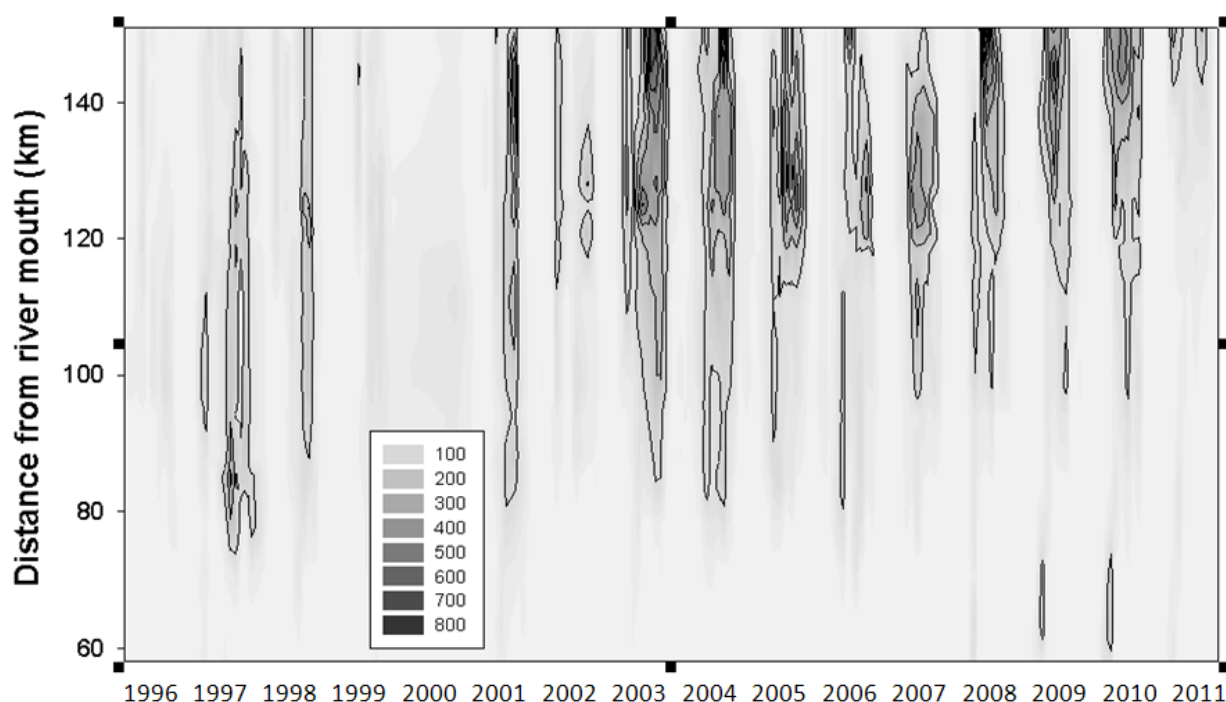


Figure 6.5. Phytoplankton bloom development in the Belgian part of the Scheldt estuary over the latest 15 years (no data in 2000) expressed as μg chlorophyll a L⁻¹.

It is yet unknown what has caused this decline in phytoplankton biomass. The amount of light the phytoplankton populations experience can be of importance. This depends mainly on the stream currents, the depth of the channel and the amount of suspended matter. The latter was observed in higher concentrations in comparison with the years before, potentially causing a stronger light limitation for phytoplankton growth (Figure 6.6). Other suppressing factors for phytoplankton growth in the Scheldt estuary that recently attained a lot of attention include the presence of anoxia or high ammonium concentrations. Both parameters show no big differences between the recent years (Figure 6.7 and Figure 6.8). In general, the increase in water quality during the last 10 years has led to improving oxygen concentrations and a strong reduction in ammonium. Changes in nutrient concentrations can be important too. However, no differences in the orthophosphate concentrations could be seen in contrast to, for diatoms also important, dissolved silicium. These normally achieve limiting concentrations during summer when the phytoplankton biomass is at its maximum but this was not the case in 2011 (Figure 6.9), probably as a result of (and definitely not the cause for) the lower phytoplankton biomass. Changes in the higher levels of the foodweb, for instance zooplankton abundance and species composition, might play a role as well.

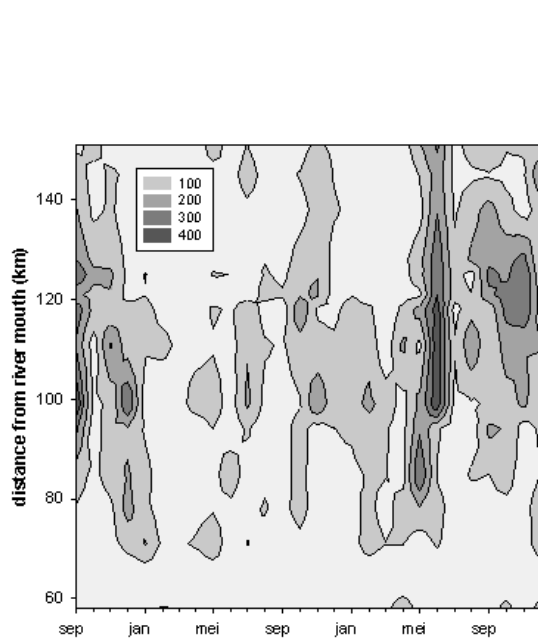


Figure 6.6. Suspended particulate matter concentrations (mg L⁻¹) in the Scheldt estuary between September 2009 and December 2011.

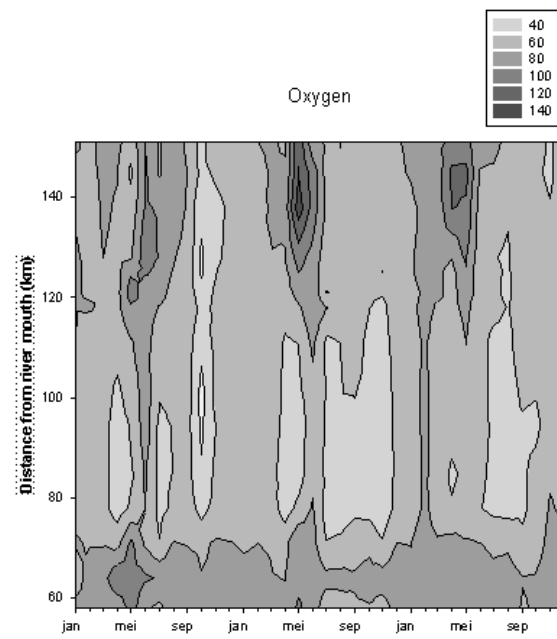


Figure 6.7. Oxygen saturation (%) in the Scheldt estuary between January 2009 and January 2012.

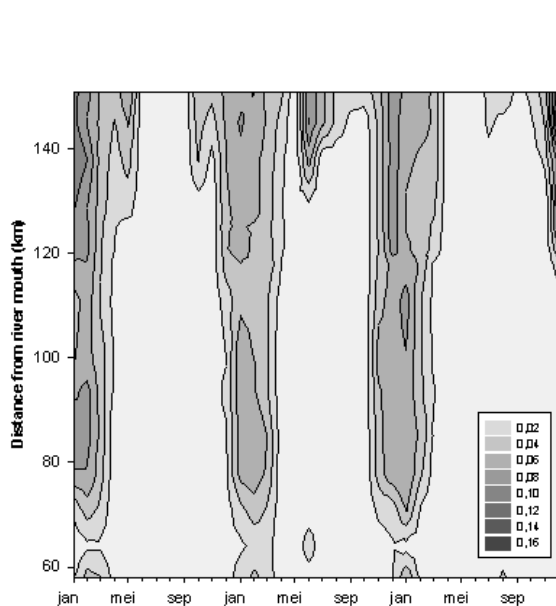


Figure 6.8. Ammonium concentration (mMol NH₄-N L⁻¹) in the Scheldt estuary between January 2009 and January 2012.

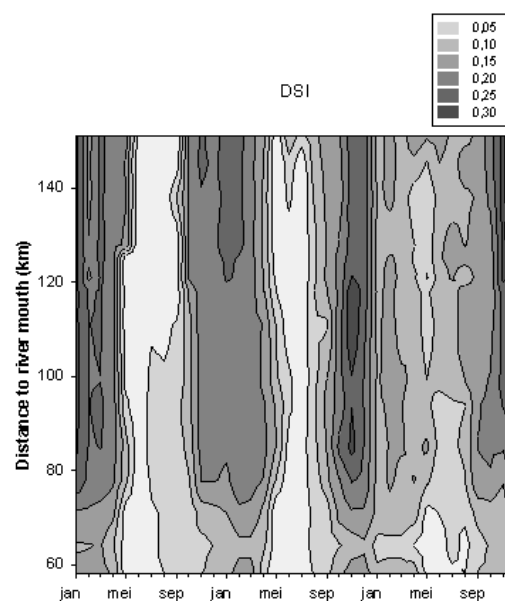


Figure 6.9. Dissolved silicium concentration (mMol L⁻¹) in the Scheldt estuary between January 2009 and January 2012.

6.2.4. Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries

The comparison of phytoplankton biomass between the estuary and its tributaries is important to gain a better understanding of the contribution of phytoplankton communities from the

tributaries to the phytoplankton community in the Scheldt estuary. **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** a - g represent the amount of chlorophyll a in the tributaries together with chlorophyll a concentration in the adjacent stations of the estuary.

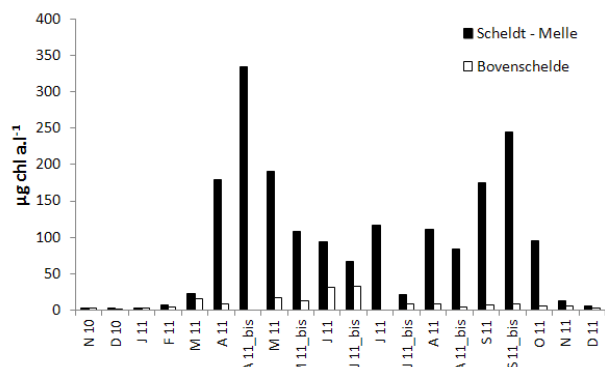


Figure 6.10.a. Phytoplankton biomass in the river Bovenschelde compared to the adjacent monitoring station in the Scheldt estuary at Melle between November 2010 and December 2011.

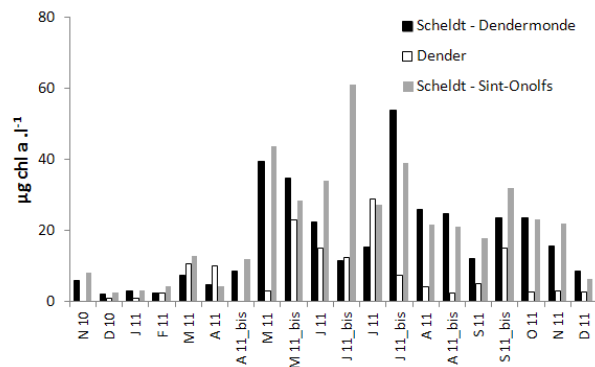


Figure 6.10.b. Phytoplankton biomass in the river Dender compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between November 2010 and December 2011.

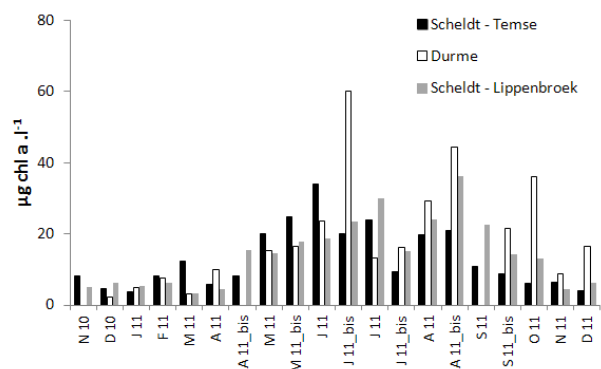


Figure 6.10.c. Phytoplankton biomass in the river Durme compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between November 2010 and December 2011

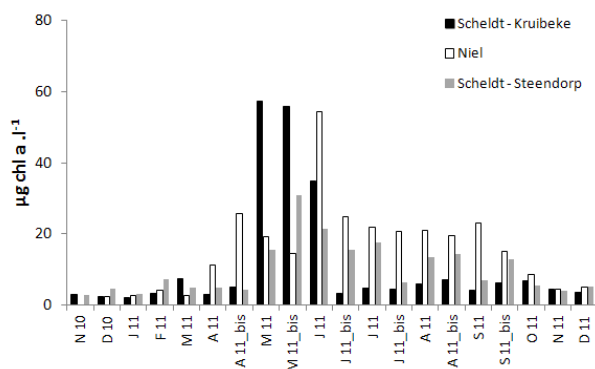


Figure 6.10.d. Phytoplankton biomass in the river Rupel at Niel compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between November 2010 and December 2011.

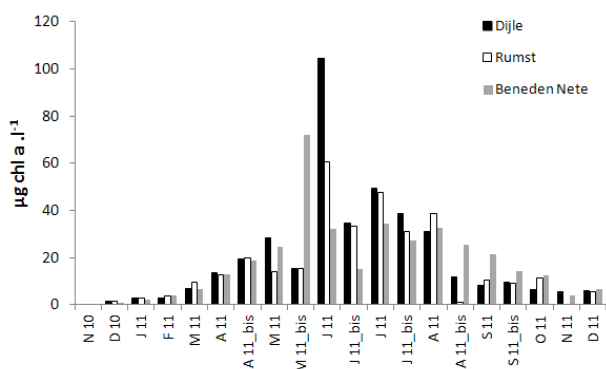


Figure 6.10.e. Phytoplankton biomass in the river Rupel at Rumst compared to the river Dijle and the river Nete between November 2010 and December 2011.

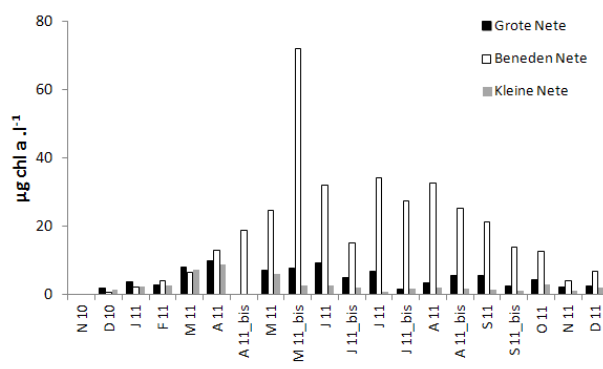


Figure 6.10.f. Phytoplankton biomass in the river Beneden Nete compared to the Grote Nete and the Kleine Nete between November 2010 and December 2011.

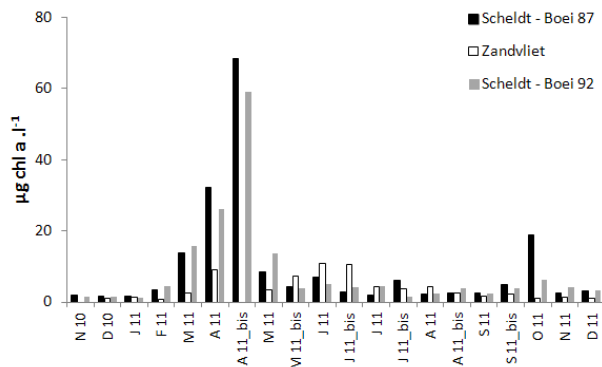


Figure 6.10.g. Phytoplankton biomass at Zandvliet compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt estuary between November 2010 and December 2011.

The river Bovenschelde does not act as a major source of phytoplankton for the Scheldt estuary (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..a**) since the phytoplankton biomass was significantly lower in comparison with the biomass in the most upstream station of the estuary (Melle). Phytoplankton in the river never attained a higher biomass than 33 µg chl a.l-1 (maximal in June), while a ten times higher maximal concentration was observed at Melle (335 µg chl a.l-1) in April. Only in November 2010 and January 2011, the phytoplankton in the river reached a slightly higher biomass than the phytoplankton in the estuary.

In general, chlorophyll a concentrations in the river Dender (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..b**) were always lower than the concentrations in the estuary, except for the beginning of April and the beginning of July when the river Dender could have been a phytoplankton source for the estuary as was observed in previous years.

The chlorophyll a concentrations in the river Durme (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..c**) are in general higher than the concentrations in the estuary. Especially in late June and between July and December, substantial higher concentrations were measured, and the river could have been a source of phytoplankton for the estuary.

During the vegetation period, the phytoplankton biomass in the river Rupel at Niel (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..d**) was always substantially higher than in the estuary with the exception of May. The average concentrations were however three times lower in comparison with 2010 (17 rep. 56 µg chl a L-1) when exceptionally higher chl a concentrations were observed than in the years before. In contrast to the period before the improvement of the water quality, the river Rupel could have become a source for phytoplankton for the Scheldt estuary.

The Rupel is formed by the confluence of the river Beneden Nete and the river Dijle. The phytoplankton biomass is in general alternately higher in both rivers in comparison with the Rupel at Rumst (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..e**) and thus both act as a source of phytoplankton for the river Rupel.

The Beneden Nete is formed by the confluence of the Kleine Nete and the Grote Nete. Except for the winter period, chlorophyll a concentrations in the Beneden Nete were always substantially higher than the ones observed in the Kleine Nete and the Grote Nete (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..f**). Due to the higher stream velocities, phytoplankton taxa in these small rivers only experience a too limited time to build up substantial populations. As a result, the chlorophyll a concentrations in these two rivers are in general very low.

Chlorophyll a concentrations in Zandvliet were always substantially lower than the concentrations in the upstream reaches of the Scheldt estuary. Especially in spring, the phytoplankton biomass in the brackish stations of the estuary were much higher than in Zandvliet (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..g**) due to the *Thallasiosira* spring bloom. During summer, the biomass in Zandvliet was slightly higher or comparable with the ones from the estuary.

6.3. Phytoplankton community composition

6.3.1. Estuary

Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, the major pigment of diatoms (Bacillariophyta), indicating that the majority of the phytoplankton community in 2011 was composed by these organisms as was the case in previous years. Chlorophyll b and lutein, indicative for the presence of green algae (Chlorophyta) and euglenophytes (Euglenophyta), were of lower importance as was the case for other pigments, such as zeaxanthin, peridinin and alloxanthin, indicative for the presence of Cyanobacteria, dinophytes (Dinophyta) and cryptophytes (Cryptophyta) respectively. Microscopic analysis confirmed the results of the pigment analyses with a dominance of diatoms, with green algae as the second main group (Figure 6.11.a-b).

A clear zonation in diatom taxon dominance exists in the estuary.

The brackish station at Antwerp was dominated by *Thallasiosira* sp. which on averaged accounted for 87 % of the total diatom biomass. Only in September another diatom (*Actinocyclus normanii*) was equally important.

Temse appears to be a real mixing zone where brackish (*Thallasiosira* sp.) and oligohaline/freshwater taxa (*A. normanii*, *Cyclotella meneghiniana/scaldensis*) were equally important (each on average contributing 30 % to the total diatom biomass). However, in September and October 2011, other *Cyclotella* spp. (*C. choctawacheeana*, *C. atomus*) reached a small, though substantial contribution too, as was seen in 2009 as well.

The freshwater stations at Dendermonde and Uitbergen were dominated by *Actinocyclus normanii*, on average contributing respectively 57 and 43 % to the total diatom biomass. *Cyclotella meneghiniana/scaldensis* was the second most important taxon (27 and 29 % contribution). Also the freshwater taxon *Stephanodiscus hantzschii* was an important taxon in this zone, especially during spring contributing significantly to the total diatom biomass.

Other diatoms like *Navicula* sp., *Aulacoseira granulata* and *Nitzschia* sp. were observed occasionally, mainly at the freshwater stations, and at times contributed significantly to the total diatom biomass as was the case in Uitbergen for instance where *Navicula* sp. contributed 26 % to the diatom biomass in March 2011.

The green algae were the second most important group of phytoplankton in the Scheldt estuary. They only were important in spring and late summer in the more freshwater parts of the estuary. As in previous years, *Desmodesmus* spp. was the dominant taxon. In spring, cryptophytes (mainly *Cryptomonas* sp.) contributed significantly to the phytoplankton biomass in the freshwater stations, but never attained a high biomass.

Cyanobacteria, euglenophytes and dinophytes were observed occasionally but never in high abundances.

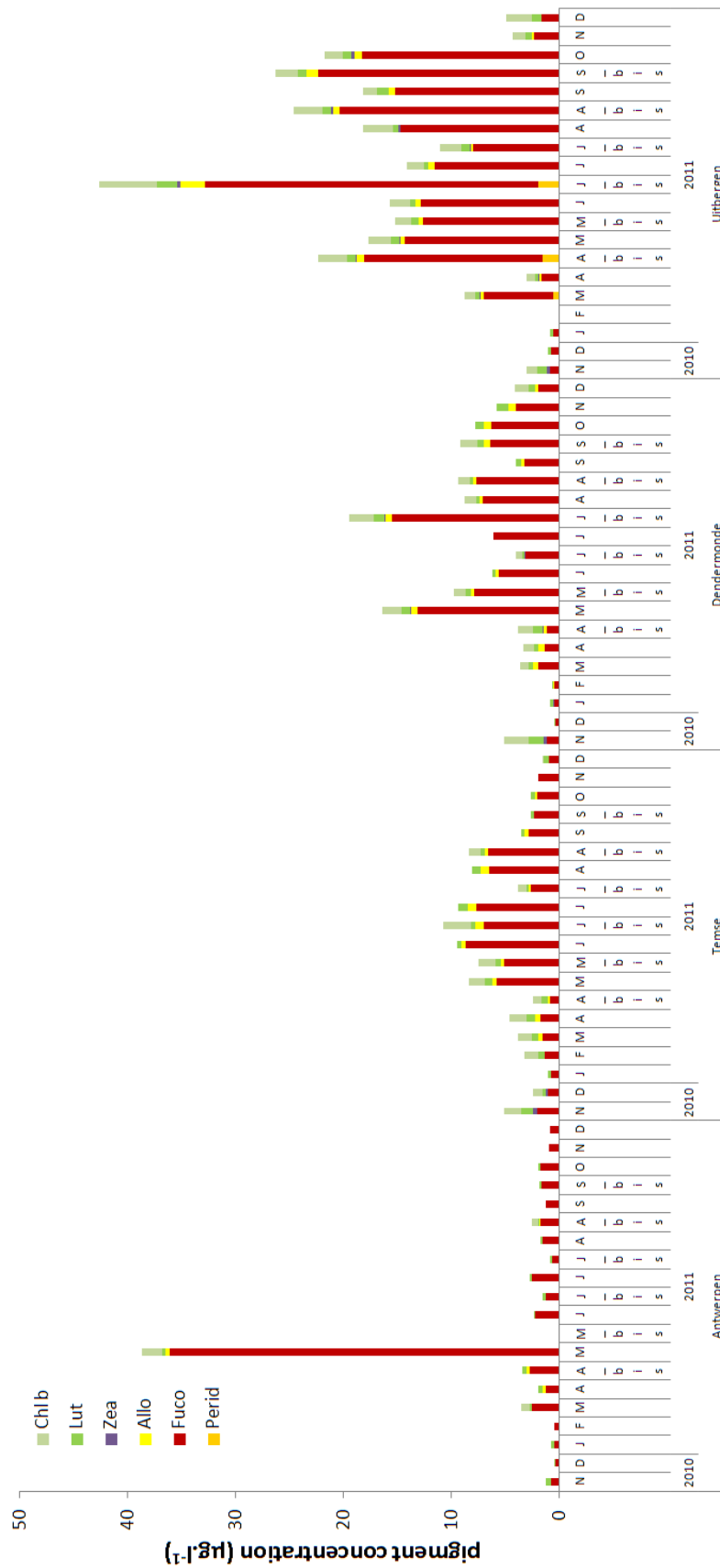


Figure 6.11. a. Phytoplankton pigment composition in the different zones of the Scheldt estuary between November 2010 and December 2011.

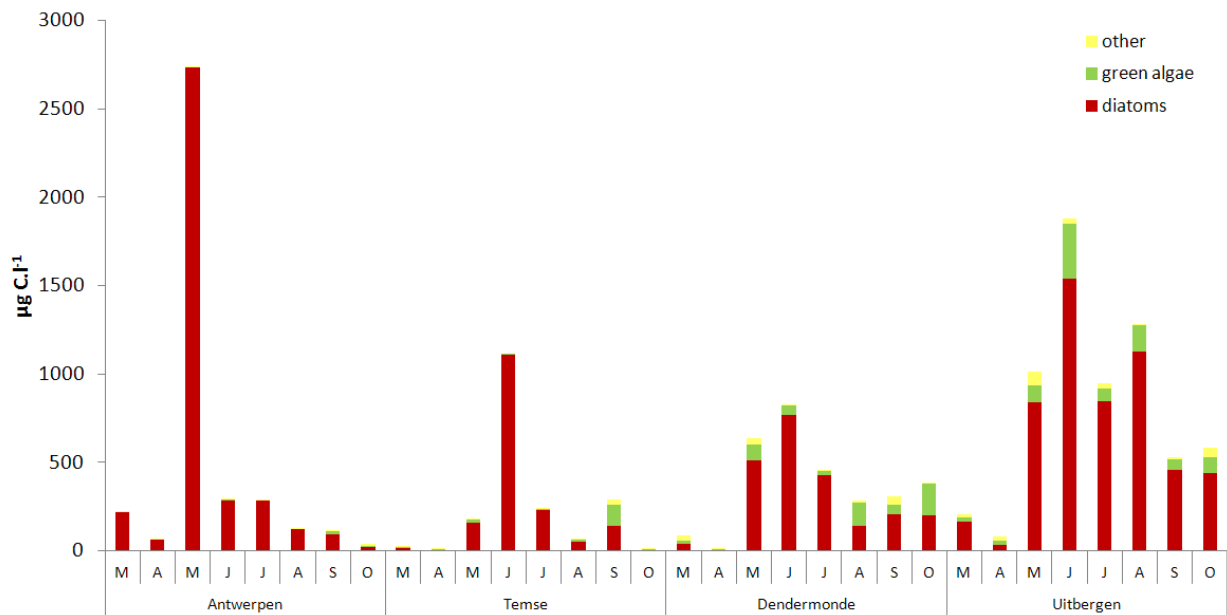


Figure 6.11. b. Phytoplankton biomass in the different zones of the Scheldt estuary between March and October 2011, originating from cell counts and divided in diatoms (Bacillariophyta), green algae (Chlorophyta) and other algae (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacter and Dinophyta).

Tributaries

Like in the estuary, pigments in the tributaries were also dominated by fucoxanthin, which indicates the importance of diatoms (Figure 6.12.a-e). In the Rupel, the Dijle and the Nete, chlorophyll b and lutein are more important in winter, when the phytoplankton biomass is low. In the Bovenschelde, the Dender and Durme, fucoxanthin is still dominant during most time of the year, but other pigments like chlorophyll b and lutein gain importance in late summer and winter, when they became dominant, indicating the presence of chlorophytes in this period. At times, also alloxanthin, indicative for the presence of cryptophytes and zeaxanthin (mainly in the Durme), indicative for cyanobacteria, are present. In Zandvliet, the pigments are dominated by fucoxanthin and in summer by chlorophyll b and lutein. Other pigments were found only in minor concentrations.

The river Rupel, the Beneden Nete and the Dijle were dominated by diatoms (Figure 6.12.b) mainly belonging to *Cyclotella* spp. throughout the year. Other diatoms were only sporadically of importance like *Thalassiosira* sp. in spring (Rupel), *Stephanodiscus hantzschii* in spring (all) or *Actinocyclus normanii* in September (river Dijle) or October (river Rupel).

The genus *Euglena* (Euglenophyta) became dominant in all three rivers in April. Chlorophytes (*Pediastrum*, *Desmodesmus*) attained a substantial contribution (24 – 32 %) in September and October in the rivers Dijle and Beneden Nete.

The Bovenschelde showed a shared dominance by diatoms and chlorophytes (Figure 6.12.d). The centric diatoms were mainly present in spring and early summer with *Stephanodiscus hantzschii* (March), *Melosira* (April) and *Cyclotella* spp. (May-June) as most important taxa. The green algae became dominant in late summer and autumn with *Desmodesmus* spp. (August-September) and

Pediastrum spp. (October) as main taxa. In April, some other taxa became significant like *Euglena* (18 % contribution) and *Cryptomonas* (15 %).

In the Dender, a shared dominance was observed as well, but by diatoms, cryptophytes and chlorophytes (Figure 6.12.d). Diatoms (*Stephanodiscus hantzchii*) were dominant in spring, the cryptophytes (*Cryptomonas*) in early summer and the chlorophytes (*Desmodesmus*, *Pandorina*, *Pediastrum*) in late summer. Other taxa became sporadically important like *Euglena* in April (34 % contribution) and the cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (18 %) in October.

The Durme was dominated by diatoms throughout the year (Figure 6.12.e) with a co-dominance of *Cyclotella* and *Thallasiosira* from March to August, a dominance of *Actinocyclus normanii* in September and a dominance of *Thallasiosira* sp. in October. *Euglena* attained a biomass contribution of about 20 % in March and April and green algae like *Desmodesmus* (March, August) and *Pediastrum* (September) were sporadically of importance.

At Zandvliet, the phytoplankton was always dominated by diatoms, *Thallasiosira* sp. from March to May and in October, *Actinocyclus normanii* in June and September/October, *Melosira* sp. in August and *Navicula* sp. also in September/October. In summer, also *Euglena* showed a high contribution (around 40 %) as was the case for the chlorophyte *Monoraphidium* (respectively 44 and 23 % contribution in July and August). Sporadically, there was a high incidence (around 20 % contribution) for taxa belonging to other groups like the cryptophyte *Rhodomonas* and the dinoflagellate *Gymnodinium*, both in August.

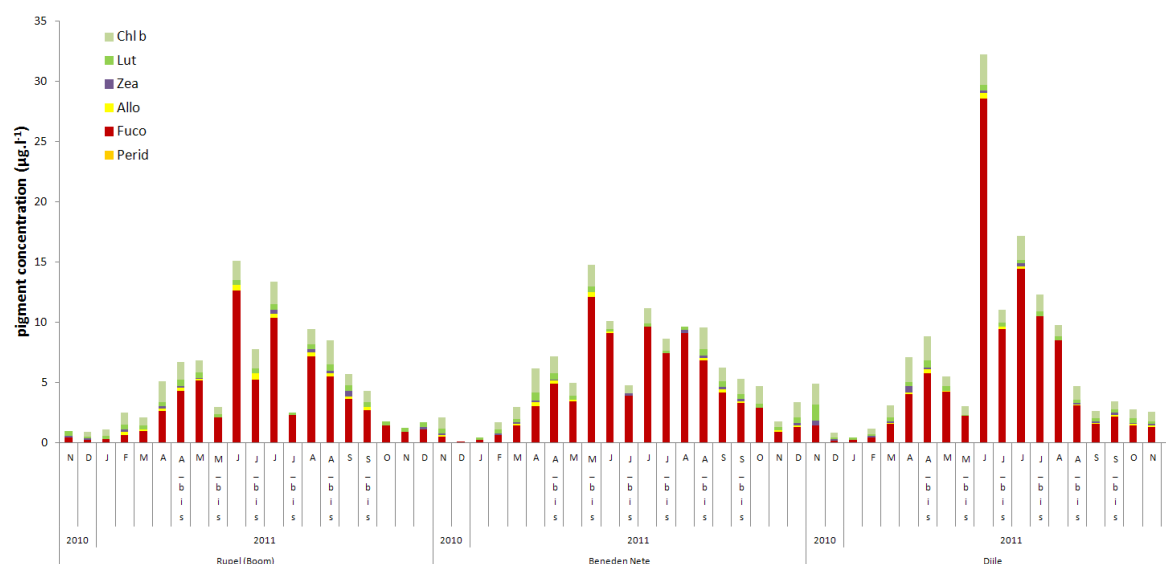


Figure 6.12.a. Phytoplankton pigment composition in the Rupel, Beneden Nete and the Dijle between November 2010 and December 2011.

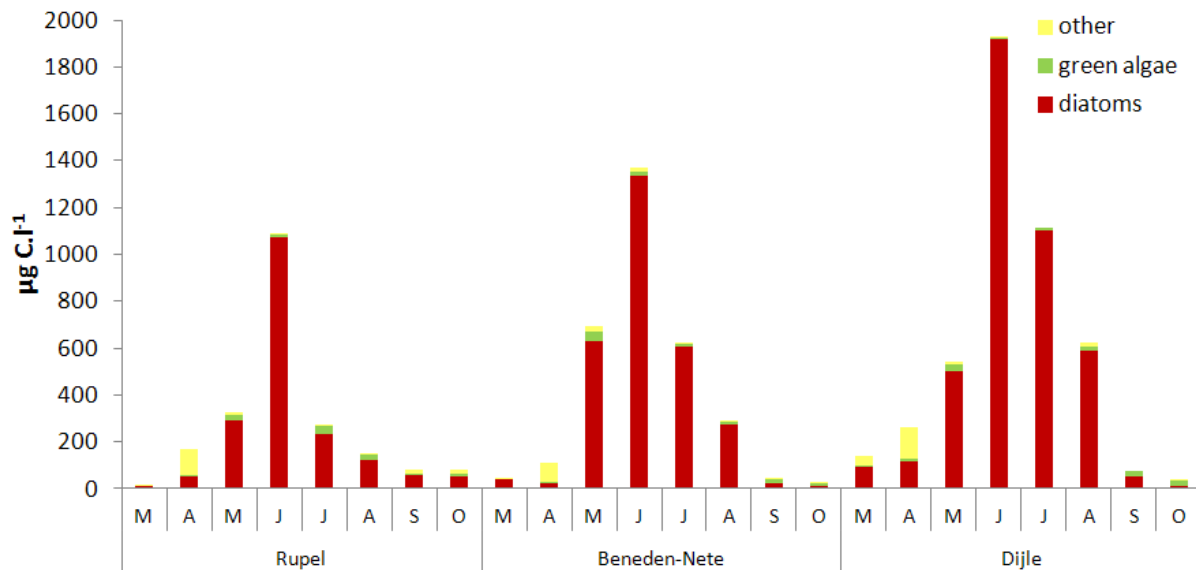


Figure 6.12.b. Phytoplankton biomass in the downstream tributaries of the Scheldt estuary between March and October 2011, originating from cell counts and divided in diatoms (Bacillariophyta), green algae (Chlorophyta) and other algae (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria and Dinophyta).

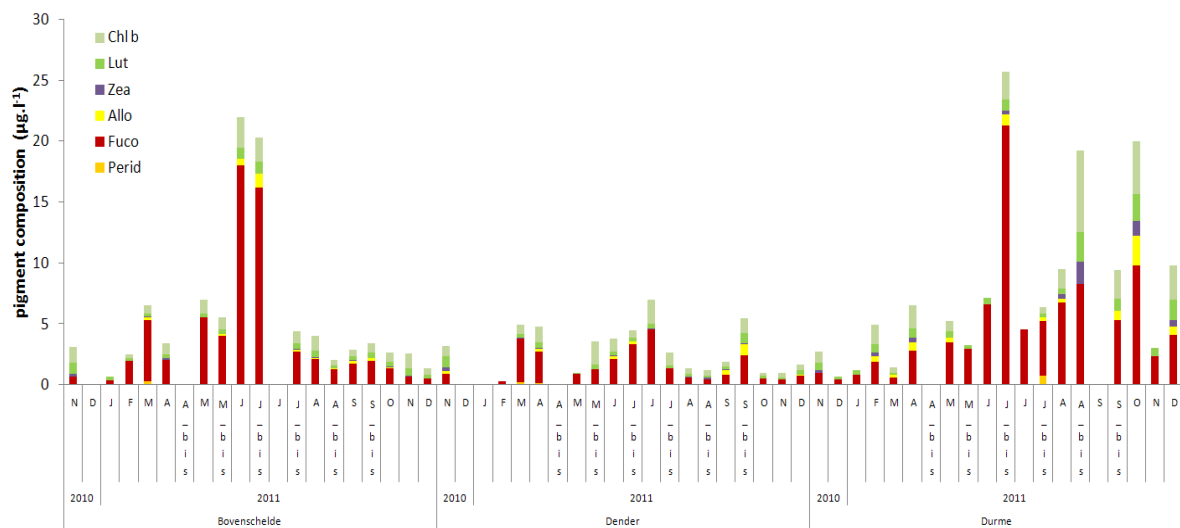


Figure 6.12.c. Phytoplankton pigment composition in the Bovenschelde, Dender and Durme between November 2010 and December 2011.

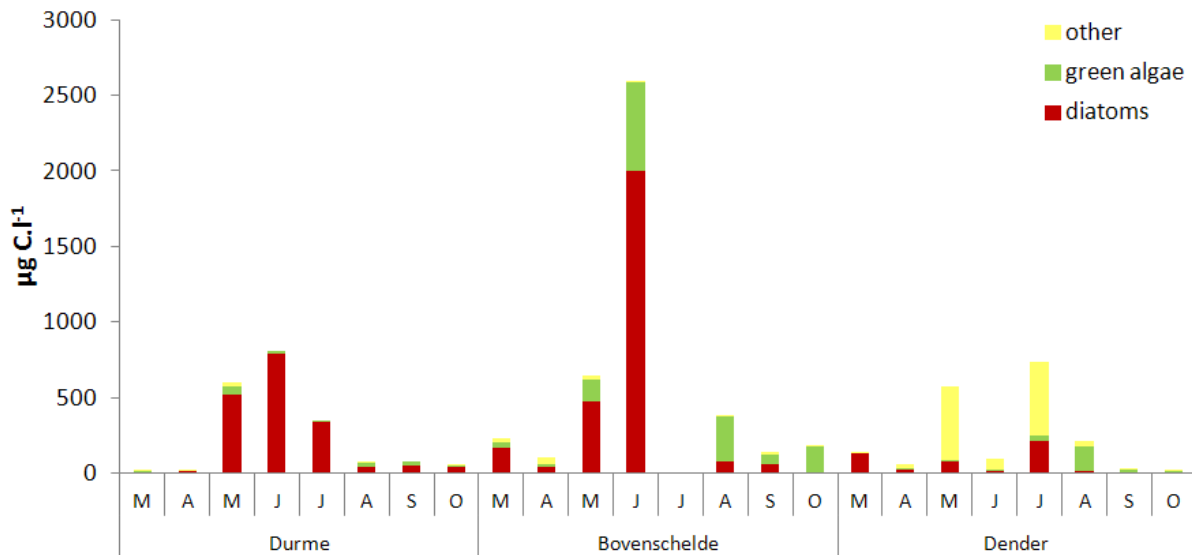


Figure 6.12.d. Phytoplankton biomass in the upstream tributaries of the Scheldt estuary between March and October 2011, originating from cell counts and divided in diatoms (Bacillariophyta), green algae (Chlorophyta) and other algae (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria and Dinophyta).

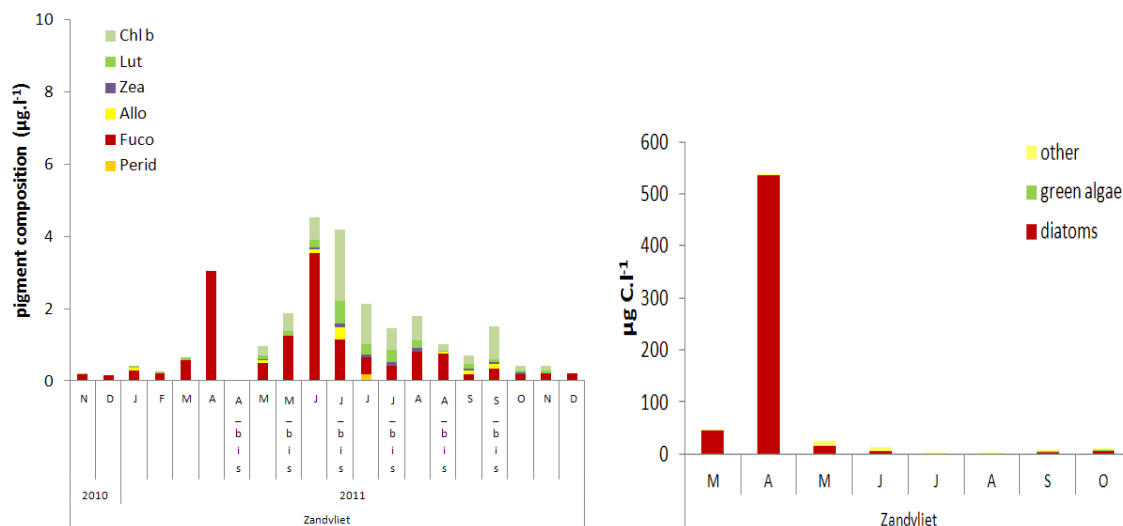


Figure 6.12.e. Phytoplankton pigment composition (left panel) and C-biomass divided in diatoms, chlorophytes and other phytoplankton groups (euglenophytes, cryptophytes, cyanobacteria and dinophytes) on the base of cell counts (right panel) at Zandvliet between November 2010 and December 2011.

6.3.2. Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass

Both the microscopic and chlorophyll a analysis yield data on total phytoplankton biomass. Although the microscopic analysis provides taxonomic detail, the error on the counts is relatively large. The estimated error on the count of 100 phytoplankton individuals is 20%. The biomass data that are derived from microscopic counts are likely to contain an additional error because biovolume measurements are only carried out on a relatively small number of individuals. The

error only declines slowly by counting more “units” and/or measuring more individuals. Moreover, microscopic counts are time-consuming and require a high level of training to be able to identify the different taxa. Chlorophyll a analysis lacks the taxonomic detail but is more accurate and reproducible than microscopic analysis and consequently less time-consuming. Therefore, chlorophyll a analysis is more suited for routine monitoring of large numbers of samples.

In general, the results from both approaches agree well. A good correlation was found between log-transformed chlorophyll a concentrations, obtained by HPLC analysis, and phytoplankton carbon biomass, assessed by microscopic analysis for all the data between March and November 2011 (Figure 6.13).

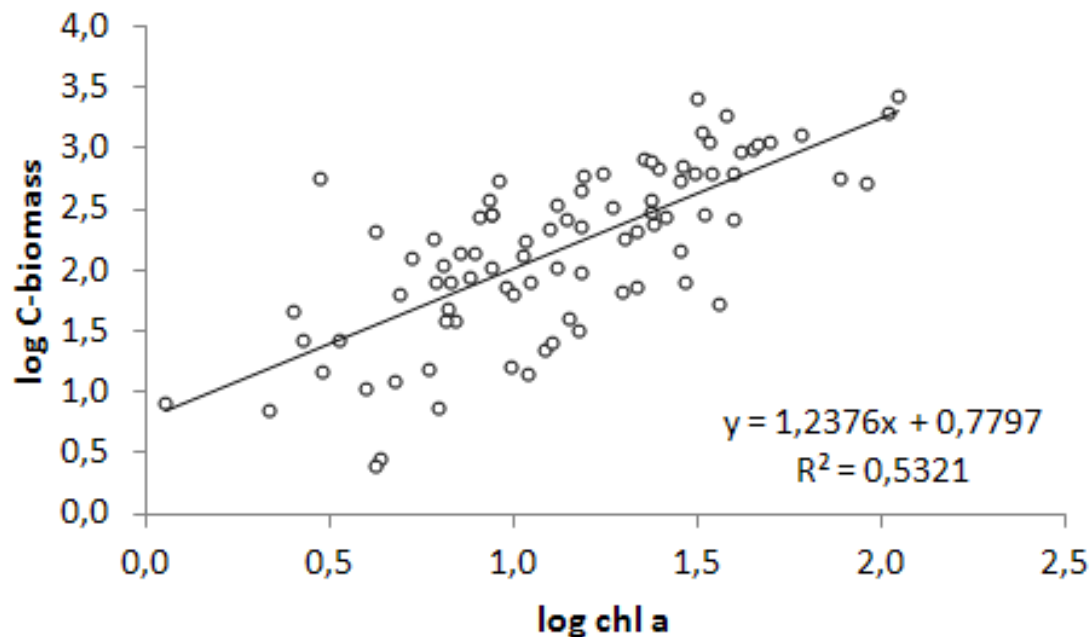


Figure 6.13. Correlation between chl a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) obtained by HPLC analysis and carbon biomass ($\mu\text{g.l}^{-1}$) assessed by microscopic analysis of samples between March and November 2011.

6.3.3. Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle

In May 2011, three 13h measurements were carried out at different stations in the Scheldt estuary to assess the impact of the tide on the phytoplankton populations. These measurements were carried out at Schellebelle (freshwater zone), at Kruikebeke (brackish zone) and in the river Rupel at Terhagen, always between two high tides. Chlorophyll a was measured with HPLC as described before (Figure 6.14.a-c).

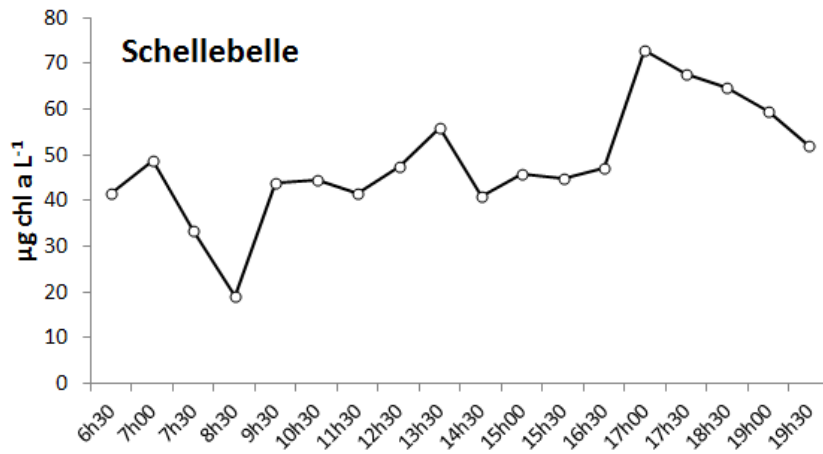


Figure 6.14.a. Dynamics in phytoplankton biomass during the tidal cycle measured during a 13h campaign on May 17th 2011 in the Scheldt estuary at Schellebelle.

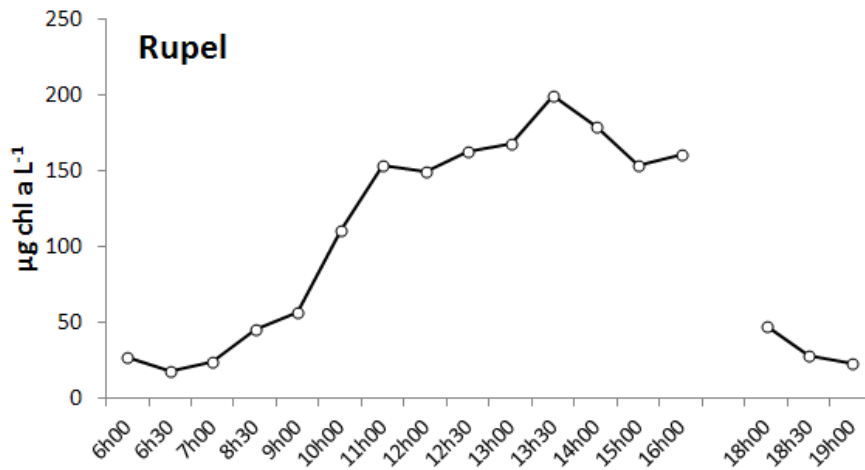


Figure 6.14.b. Dynamics in phytoplankton biomass during the tidal cycle measured during a 13h campaign on May 18th 2011 in the Rupel at Terhagen.

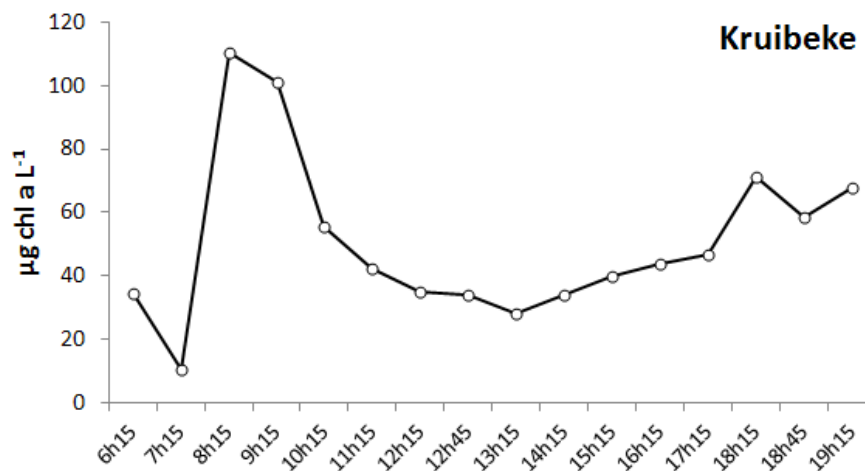


Figure 6.14.c. Dynamics in phytoplankton biomass during the tidal cycle measured during a 13h campaign in May 19th 2011 in the Scheldt estuary at Kruibeke.

During the tidal cycle, the chlorophyll a concentrations at Schellebelle showed an alternating pattern (Figure 6.14.a). Similar oscillations were observed during the 13h measurements at Schellebelle in earlier years, indicating a strong patchiness of the phytoplankton populations in the freshwater tidal reaches.

The phytoplankton biomass in the Rupel showed an increase during low tide, followed by a decrease during high tide (Figure 6.14.b). An opposite pattern was observed during the 13h measurements of 2007 and 2008, when the water that entered the Rupel during low tide contained very low chlorophyll a concentrations. This suggests that, in recent years, due to an improved water quality, phytoplankton rich water from the upstream rivers enters the Rupel during low tide.

The chlorophyll a concentrations during the 13h measurement at Kruibeke showed at first a very fast and strong increase, followed by a slow gradual decrease until low tide after which the concentrations steadily increased again (Figure 6.14.c). This pattern deviates from 13h measurements in previous years (2006, 2007, 2008) that took place in late summer, a period of high phytoplankton biomass, and which showed a pattern of increasing chlorophyll a concentrations towards low tide and decreasing ones towards high tide, due to higher concentrations in the more freshwater areas at that time. In the beginning of the vegetation period however, the chlorophyll a concentrations are higher in the brackish areas of the estuary due to the spring bloom of *Thalassiosira* sp. On May 9th 2011, a temporal maximum in chlorophyll a concentration ($112 \mu\text{g L}^{-1}$) due to this bloom-forming diatom was observed around the sampling station at Antwerp. It is probably this spatial small-scaled maximum that has passed by the sampling location during lowering tide.

6.4. Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats

6.4.1. Methodology

Microphytobenthos samples were collected monthly at 5 selected intertidal flats in the Schelde estuary between Gent and the Dutch-Belgian border (Figure 6.15): the silty and the sandy flat at Groot Buitenschoor at the Belgian-Dutch border, Boerenschans just downstream the city of Antwerp, Ballooi just upstream the city of Temse and Appels at Dendermonde. At each intertidal flat, between 3 and 5 stations situated along a transect perpendicular towards the waterline, between the high and low water mark were sampled. At each station, 3 replicate samples were mixed to average out small-scale patchiness. The upper 2 mm of sediment was frozen in situ with liquid nitrogen and sampled using a contact core. The frozen samples were kept in liquid nitrogen during the fieldwork and stored at -80°C in the laboratory until analysis. The sediment samples were freeze-dried to remove water and pigments were extracted in acetone (90 %) using sonication. Pigments were analyzed using HPLC as described above for phytoplankton samples.

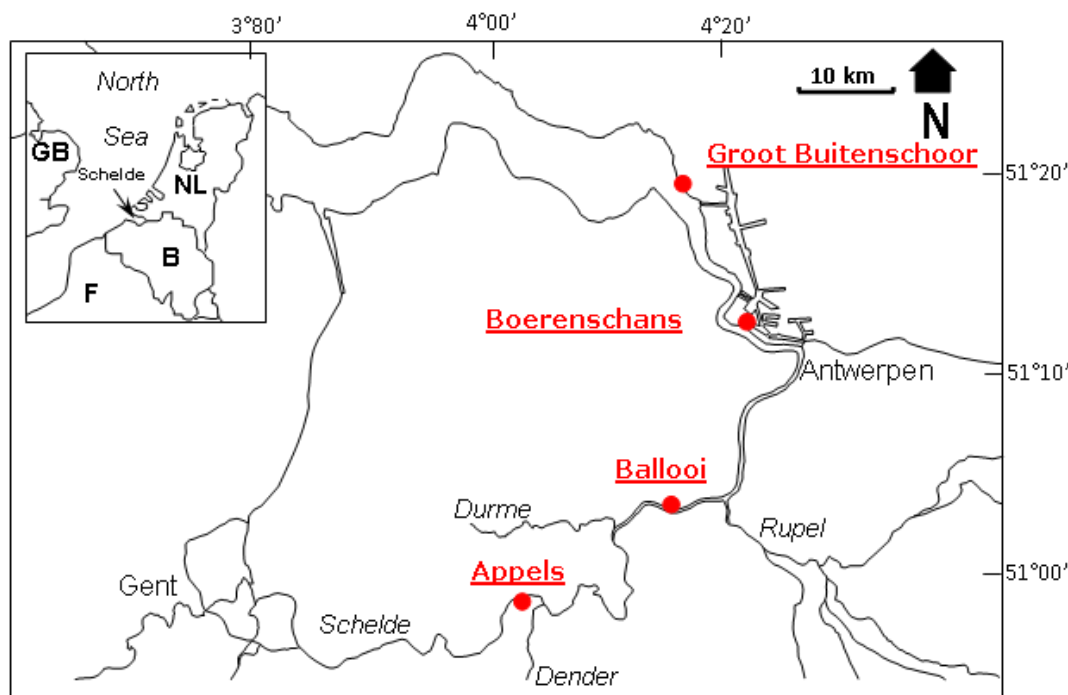


Figure 6.15. The Scheldt estuary with location of the intertidal flats that were monthly sampled in 2011 for microphytobenthos biomass development.

6.4.2. Phytobenthos biomass

During 2011, the chlorophyll *a* concentrations gradually increased to reach a maximum in late spring (May) at the tidal flat of Boerenschans where an average chlorophyll *a* concentration of 111 mg m^{-2} was measured. In summer, some fluctuations were seen mainly due to a temporal decrease in July and in November a new (smaller) maximum was present at the sandy flat of Groot Buitenschoor and at Boerenschans (Figure 6.16). The exceptionally warm and dry weather of autumn 2011, also resulting in low discharges, can be responsible for this temporal recovery late in the growing season. However, as for the phytoplankton, maximal values for 2011 are substantially lower than these of previous years.

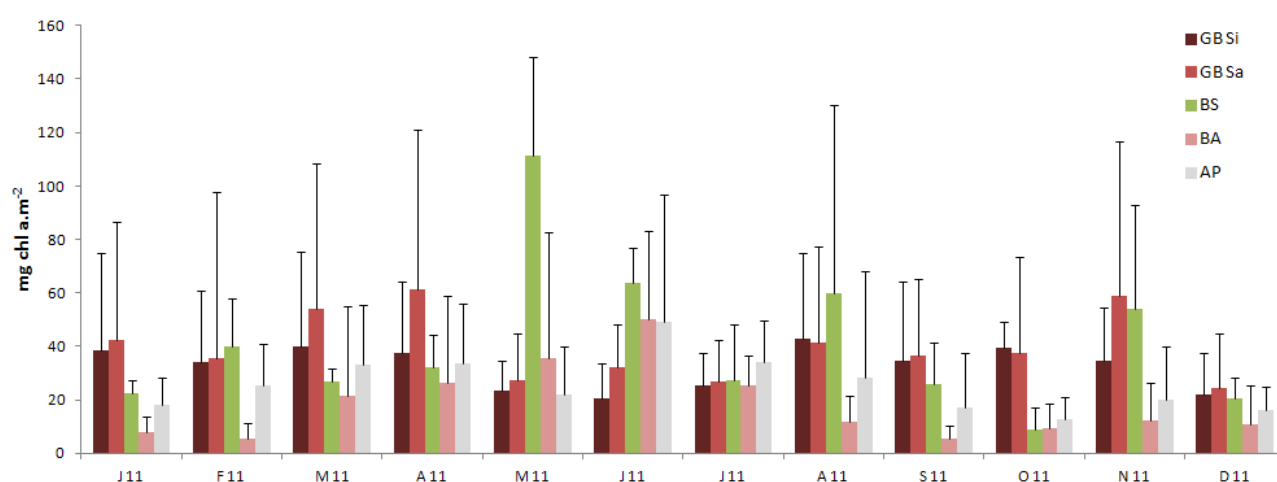
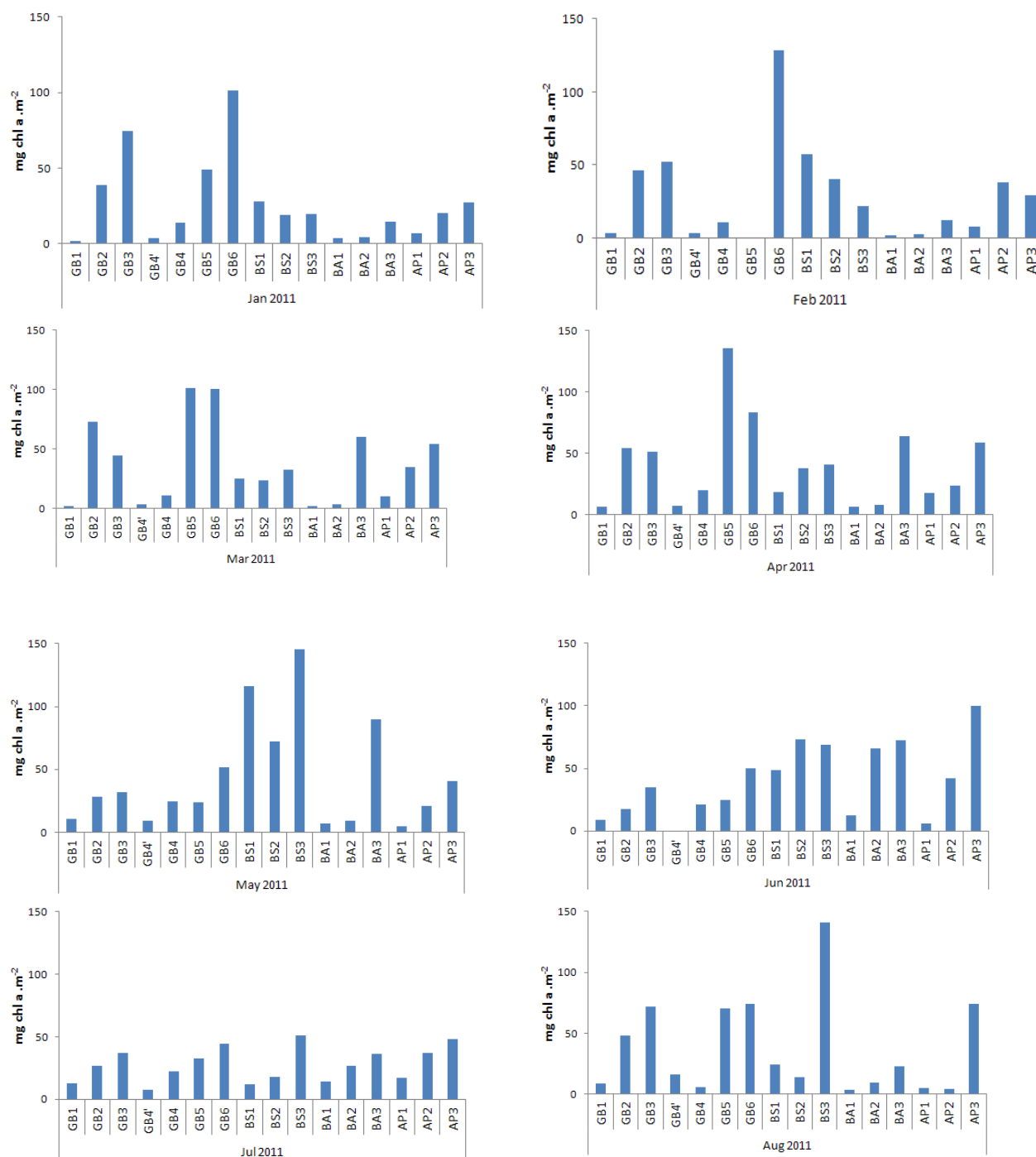


Figure 6.16. Monthly averages of microphytobenthos biomass for each tidal flat sampled along the Scheldt estuary in 2011

At all intertidal flats, the chlorophyll a concentration generally increase from the low water to the high water line (Figure 6.17) mainly due to a decreased inundation time and increased light conditions. Sediments near the low water line are also exposed to strong tidal currents which may result in losses of phytobenthos populations due to resuspension.



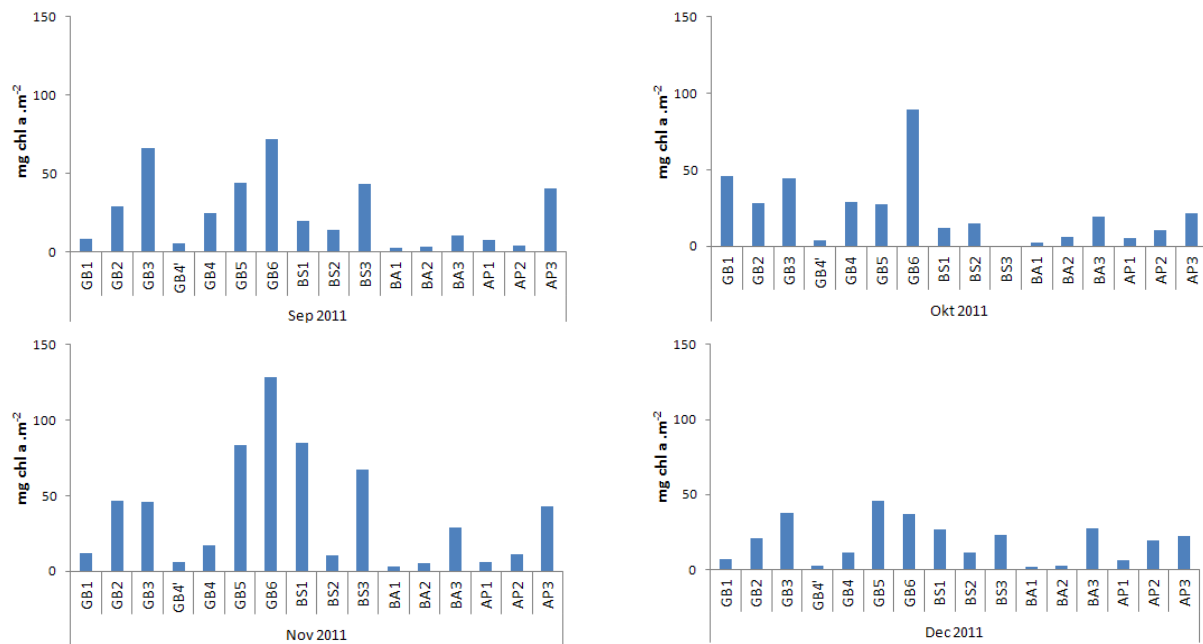
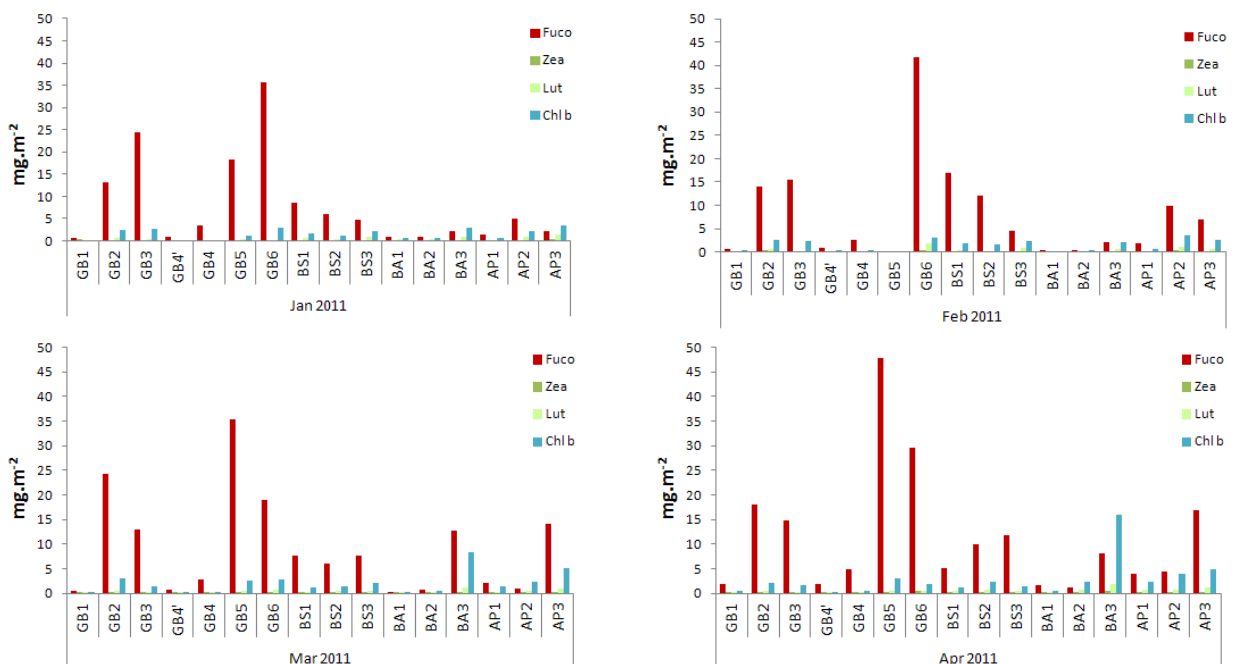


Figure 6.17: Spatial and temporal variability in phytoplankton biomass along intertidal flats from the Scheldt estuary in 2011. (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appel)

6.4.3. Phytoplankton species composition

Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, indicative for the presence of diatoms, in all samples (Figure 6.18). This domination of diatoms is also visually observable in the field as brownish mats covering the surface.

Towards the freshwater zone, chlorophyll b and in smaller amounts lutein gain importance, which indicate the presence of euglenophytes and chlorophytes. These pigments are mainly present towards the high water line. Cyanobacteria, indicated by the presence of zeaxanthin, never achieved a significant abundance.



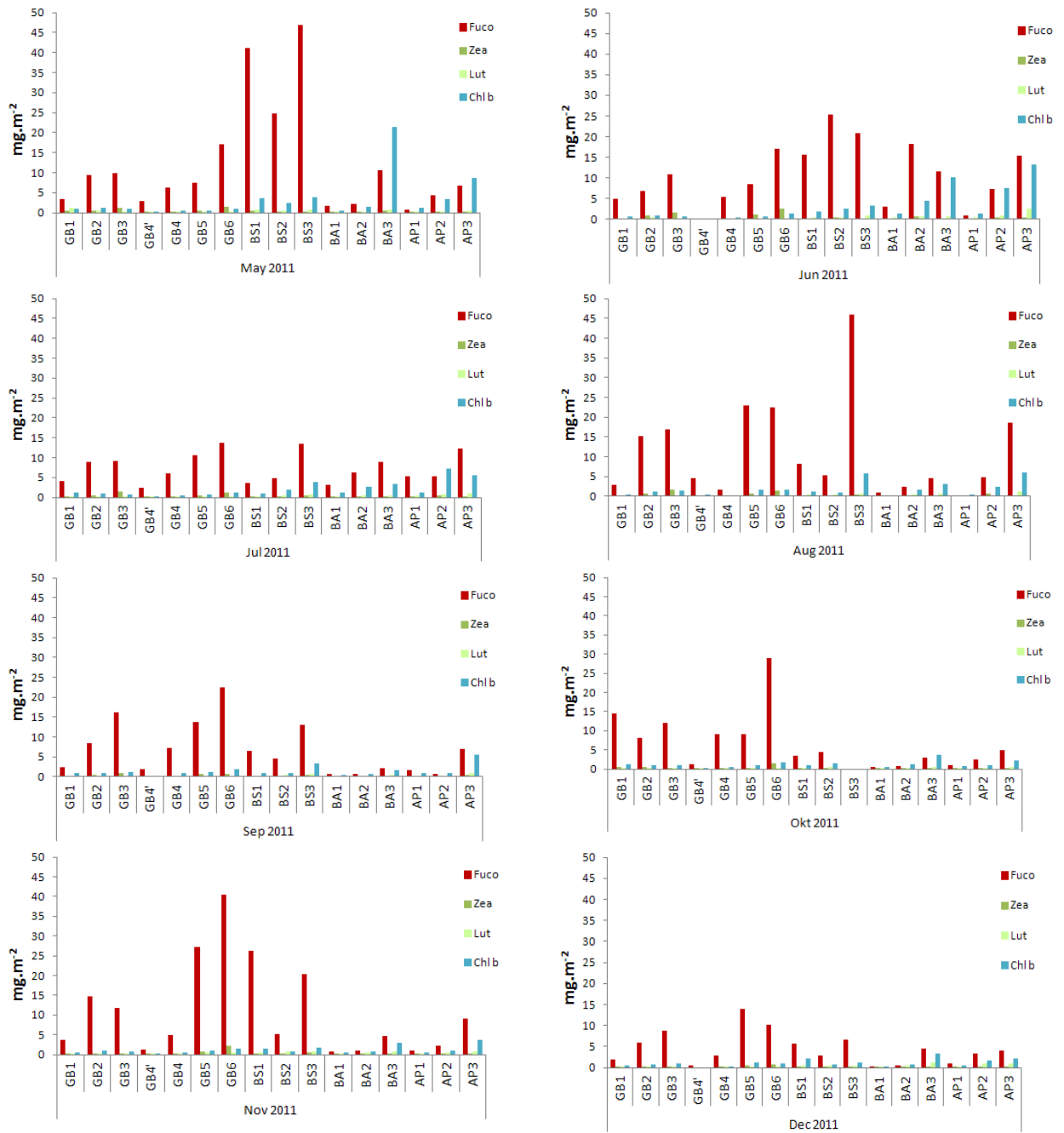


Figure 6.18. Spatial and temporal variability in phyto-benthos pigment composition along intertidal flats from the Scheldt estuary in 2011. (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

6.5. Future studies

- Continued monitoring of species composition by microscopical counts at selected stations in the estuary and in the tributaries
- Continued monitoring of phytoplankton pigments by HPLC analyses
- Continued monitoring of the Scheldt tributaries (Bovenshelde, Dender, Durme, Zandvliet, Rupel, Nete, Dijle)

- Continued monitoring of chlorophyll a during 13h measurements at Lippenbroek and in the estuary and the Rupel
- Continued monitoring of phytobenthos from the intertidal flats of the Scheldt estuary

6.6. References

Hillebrand, H., C. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger, T. Zohary (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology* 35: 403-424.

Menden-Deuer, S. and E.J. Lessard (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45: 569-579.

Wright, S.W. and S.W. Jeffrey (1997). High-resolution HPLC system for chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton. In S.W. Jeffrey, R.F.C. Mantoura and S.W. Wright (ed.). *Phytoplankton pigments in oceanography*. UNESCO Publishing, Paris: 327-341.

Hoofdstuk 7. Studie naar de primaire productie

Jacco Kromkamp
Jan Peene
Sven Ihnken

Eindverslag voor deelstudie 6, 2010-2011

NIOO-CEME
Postbus 140, Yerseke, Nederland
j.kromkamp@nioz.nl

7.1. Inleiding

Dit is de tweede maal dat NIOO-CEME over de primaire productie in de Zeeschelde en sommige van zijn belangrijkste zijrivieren rapporteert. Deze rapportage bouwt verder op de resultaten uit het vorige OMES rapport. De belangrijkste resultaten toen waren:

- De fytoplanktonbiomassa, gemeten als de chlorofyl-a (chl_a) concentratie neemt toe richting grens.
- De variaties in [chl_a] verklaren voor een groot deel (~ 86%) de veranderingen in primaire productie.
- 13-uurs metingen toonden aan dat de fotosyntheseparameters over de dag vrij constant zijn, waardoor veranderingen in uurproductie vooral een functie zijn van veranderingen in lichtinstraling en troebelheid.
- Een eerste analyse lijkt erop te wijzen dat veranderingen in de maximale fotosynthese capaciteit P_{\max}^B afhangen van de temperatuur, en dat er daarnaast een interactie tussen het station en P_{\max}^B bestaat.

In tegenstelling tot de vorige rapportage tonen we ook de gegevens voor de Westerschelde, waardoor een beter inzicht kan worden verkregen in het functioneren van het totale systeem van de Schelde. Daarnaast zijn de primaire producties opnieuw berekend in 2010, omdat een nieuwe versie van de primaire productie database is gebruikt, waardoor ook de fotosynthese parameters linear worden geïnterpoleerd tussen de meetdagen.

Primaire productie is het proces waarbij algen CO₂ en nutriënten omzetten in nieuw celmateriaal en waarbij zonlicht de benodigde energie levert. De groei van algen wordt bepaald door bottom-up factoren als de beschikbaarheid van licht, nutriënten en de temperatuur. De meeste nutriënten lijken in overmaat aanwezig, maar de lage beschikbaarheid van silicaat zou in sommige gebieden van de Zeeschelde de groei van diatomeeën kunnen beperken. Omdat de Schelde en Westerschelde troebele systemen zijn is ook licht vaak de beperkende factor. Merk op dat limiterende factoren hierboven benaderd zijn als een fysiologische limitatie (Blackman type limitatie) en niet als een limitatie die de maximale “yield” bepaalt (Liebig’s law of the minimum), zoals in de landbouw gebruikelijk. De reden hiervoor is dat de algenbiomassa zowel wordt bepaald door bottom-up factoren zoals hierboven beschreven, maar ook door top-down factoren als grazing door schelpdieren en zooplankton. Andere belangrijke verliesfactoren die de

biomassa kunnen bepalen zijn sterfte (o.a. lysis door virusinfectie, een grote onbekende) en uitspoeling.

Omdat de turnovertime van het fytoplankton relatief kort is (enkele dagen, afhankelijk van o.a. de temperatuur, de beschikbare hoeveelheid licht voor fotosynthese en de ratio fotosynthetische diepte : mengdiepte – die bepaalt voor een groot deel de respiratoire verliezen) is de gemeten chlorofyl concentratie, de proxy voor biomassa van het fytoplankton, te beschouwen als de resultante van groei minus verliezen. Hierdoor is primaire productie een betere maat voor de maximale draagkracht van de bestudeerde systemen dan de algenbiomassa (chlorofyl).

Dit rapport beschrijft de gegevens verkregen in 2010 en 2011. Dit rapport bevat een beschrijving van de volgende parameters:

- Een beschrijving van de variatie van de chlorophyl concentratie en de lichtverzwakkingscoëfficiënt.
- Een beschrijving van de fotosynthese parameters α^B and P_{\max}^B .
- Een beschrijving van de dagelijkse primaire productie.
- Het verloop van fotosyntheseparameters gedurende een aantal 13 uren meting.

7.2. Materiaal en methoden.

7.2.1. Staalname en locaties stations

De locatie van de bemonsterde stations is te zien in Figuur 7.1. De frequentie van de staalname varieerde van maandelijks in de periode september-februari en 2-maandelijks in het groeiseizoen (maart-augustus). Vanwege de grootte van het te gebied was het onmogelijk om alle staalnames te nemen in de zelfde fase van het getij. De bemonstering van Vlissingen tot Temse werd vanaf de RV Luctor uitgevoerd. Een Yellow Springs 6600-V2 CTD werd gebruikt (om de *in situ* temperatuur, zuurstofconcentratie en chlorofyl fluorescentie te meten. De lichtverzwakkingcoëfficiënt (k_d) in de waterkolom werd berekend door de lichtintensiteit in de waterkolom te meten op verschillende dieptes m.b.v. een Licor Li-192SB cosine lichtsensor, aangesloten op een LiCor LI-1400 datalogger, waarop een dieptesensor was aangesloten. Een tweede lichtsensor (LiCor-190 SA), geplaatst op het dak van de RV Luctor werd gebruikt om correcties mogelijk te maken indien de instraling fluctueert tijdens de meting. Stalen van de andere stations werden bewaard bij *in situ* in een koelbox en aan het eind van de vaartocht naar de RV Luctor vervoerd voor de meting van de primaire productie. De lichtverzwakkingcoëfficiënt van deze stations werden bepaald door de Universiteit van Brussel (VUB-HYDR).

Pigmentanalyse werd uitgevoerd via HPLC. De stalen vanaf Vlissingen tot Temse werden geanalyseerd door het NIOZ. De overige analyses werden uitgevoerd door de Universiteit Gent.

7.2.2. Primaire productie metingen.

Van iedere staal werden 11 duplo's van 50 ml gedurende 2 uur geïncubeerd in een roterende incubator aan boord van de RV Luctor. 100 μ l met 925 kBq ml^{-1} $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ (Amersham) werd aan iedere staal toegevoegd voor de incubatie werd gestart. De lichtintensiteiten varieerden in 11 stappen van 0 tot 810 $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Na afloop van de incubatie werden de stalen gefiltreerd over een 0.45 μm nitrocellulose filter, wat vervolgens 30 min in een HCl damp werd geplaatst om de niet gebonden $\text{H}_2^{14}\text{CO}_3^{2-}$ af te drijven. De fotosynthese lichtcurve (PE-curve) werd gefit naar het model van Eilers & Peeters (1988):

$$PB = I / (aI^2 + bI + c)$$

P_{\max}^B , de maximum fotosynthese snelheid per mg chlorofyl *a* (chl_a , mg C (mg chl_a) $^{-1} \text{ h}^{-1}$) = $1 / (b + 2\sqrt{ac})$ en de fotosynthese efficiëntie (α^B , de initiële helling van de PE-curve, mg C (mg chl_a) $^{-1} \text{ h}^{-1}$) ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) $^{-1}$ = $1/c$. I_k (= P_{\max}^B / α^B) is een maat voor de lichtintensiteit (*I*) waarbij de fotosynthese overgaat van lichtbeperkt naar beperking in de donkerreacties (Calvin

cyclus). De primaire productie werd berekend door de primaire productie in de gehele waterkolom voor ieder uur te berekenen. Hierbij werd aangenomen dat de fotosynthese parameters P_{\max}^B , α^B en k_d niet varieerden gedurende de dag. Voor meer informatie zie Kromkamp and Peene (1995). De oppervlakte instraling werd continue gemeten op het dak van het CEME m.b.v. een Licor LI-190 SA sensor en de waarden werden omgezet in uurgemiddelden, die vervolgens werden gebruikt in de dagproductie berekeningen.



Figure 7.1. Locatie van de bemonsterde stations.

7.3. Resultaten

De periode waarover wordt gerapporteerd in dit rapport betreffen de periode 2010-2011.

7.3.1. Jaargemiddelde chlorofyl a: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 en 2011

Figure 7.2 laat de variatie in de jaarlijkse chl_a zien in de vorm Box-whisker plots als afstand tot de lijn Vlissingen/Breskens. Tussen de mond en station WS6 (Hansweert) varieert de mediaan tussen 3.7 en 5.2 µg chl_a/L en het (gewogen) gemiddelde tussen 5.1 (WS1, 2011) en 6.6 (WS6) (

Table 7.1). Vanaf Hansweert neemt de *chl a* concentratie toe tot grens om vervolgens af te nemen en bij Antwerpen (WS14) een minimum te bereiken. Vervolgens neemt het *chl a* toe richting Gent.

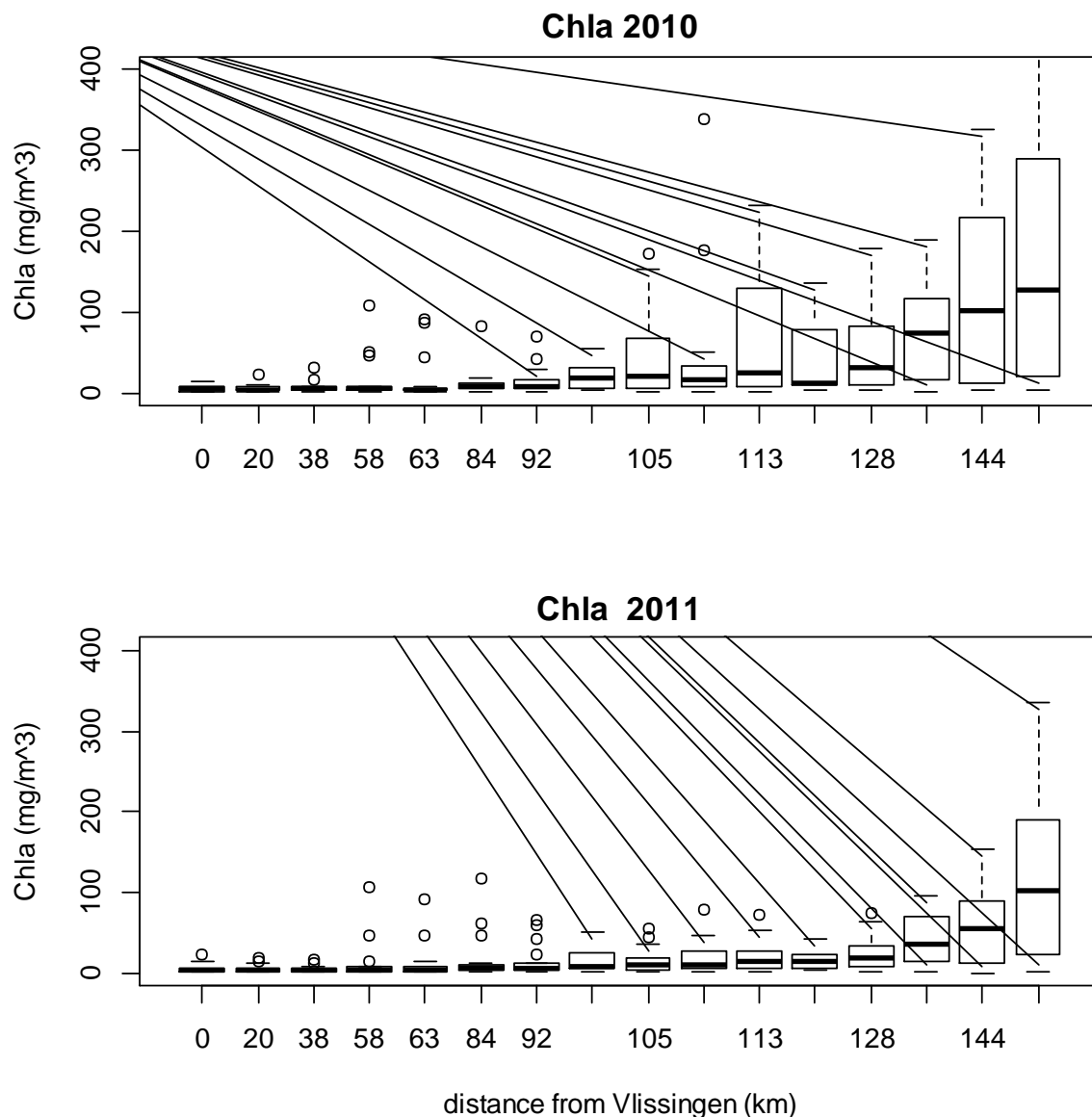


Figure 7.2. boxplot van de *chl a* concentraties voor de jaren 2010 en 2011. Alhoewel de verschillen gering lijken, zijn de concentraties in 2011 gemiddeld lager

Een vergelijking tussen 2010 en 2011 laat zien dat de patronen in beide jaren vergelijkbaar zijn, echter als de mediane of gemiddelde waarden worden berekend valt op dat de fytoplankton biomassa in 2011 lager is dan 2010, m.u.v. de situatie in Antwerpen. Er doet zich het feit voor dat de mediaan in 2011 hoger is dan in 2010, terwijl de gemiddelde concentratie in 2011 lager. Dit wijst op een zeer scheve verdeling van het *chl a* door het jaar heen. Deze grote jaarlijkse verschillen laten ook zien dat voor de analyse van trends een aanzienlijke tijdsreeks nodig is.

Table 7.1. mediaan en gewogen gemiddelde chlorofyl a concentraties voor de jaren 2010 en 2011.

Station	km	Mediaan chl _a		Gemiddelde chl _a	
		2010	2011	2010	2011
WS1	0	5.2	3.7	5.4	5.1
WS4	20	4.0	3.9	5.4	5.2
WS6	38	4.5	4.6	6.6	5.1
WS10	58	4.9	4.3	15.2	11.7
WS11	63	3.6	4.2	15.8	10.7
WS14	84	7.1	7.2	11.2	15.1
WS15	92	7.7	6.5	13.1	13.1
WS17	104	18.0	9.4	18.6	14.5
OM9	105	21.1	11.6	39.0	14.9
OM27	111	16.4	10.6	40.7	39.4
OM11	113	24.6	15.3	67.6	32.5
OM13	127	11.7	15.0	35.5	15.9
OM18	128	32.0	19.1	42.9	22.3
OM20	135	73.6	37.1	58.6	34.2
OM21	144	101.1	54.9	104.0	49.7
OM23	158	128.0	101.6	138.8	106.1

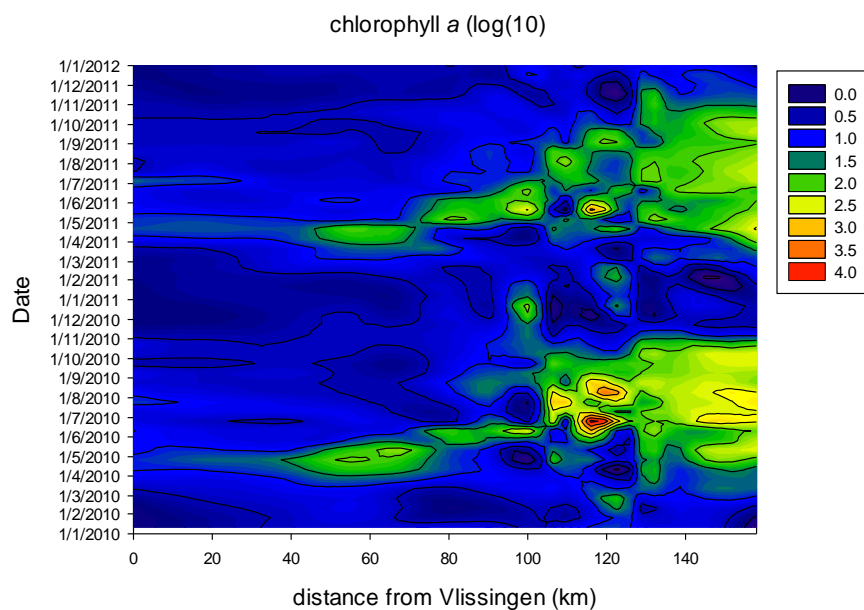


Figure 7.3 Contourplot chl_a als functie van seizoen en afstand tot Vlissingen. De data zijn log(10) getransformeerd om de verschillen duidelijker te maken

De seizoensdynamiek is zichtbaar in Figure 7.3. In het mariene deel is te zien dat de bloei zijn hoogtepunt rond mei plaatsvindt, maar dat stroomopwaarts de piek in de bloei zich naar de zomer verplaatst. Ook deze grafiek laat duidelijk zien dat het maximum in fytoplanktbiomassa flink stroomopwaarts richting Gent te vinden is.

7.3.2. Jaargemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt (K_d) en temperatuur: een vergelijk tussen de stations en tussen 2010 en 2011

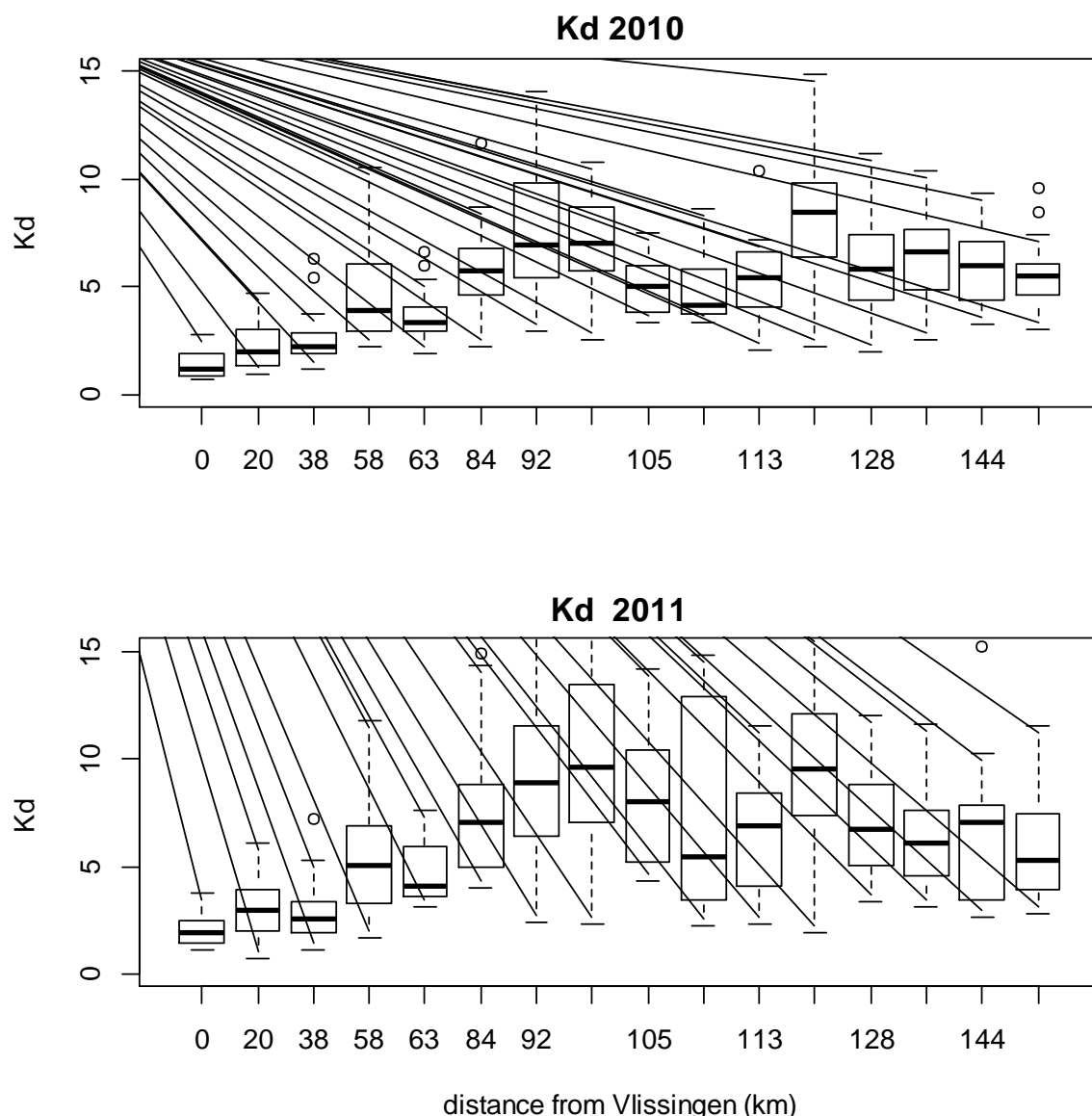


Figure 7.4. Boxplot K_d waarden (m^{-1})

De lichtverzwakkingscoëfficiënt K_d neemt toe vanaf de mond van het estuarium bij Vlissingen om een maximum te bereiken na ongeveer 90 km, bij station WS15 (Rupelmonde, Fig. 7.4). Daarna neemt K_d weer enigszins om vervolgens weer een maximum te bereiken bij Nete (2010) of Lippebroek estuarien (2011). Richting Gent neemt de troebelheid vervolgens weer af. Opvallend is dat de spreiding en de mediane waarden in 2011 hoger zijn dan in 2010 (Tabel 7.2). Voor de temperatuur geldt dat de spreiding en de maximale in 2010 hoger waren dan in 2011, maar de verdeling in 2011 was zeer scheef en de mediane waarden in 2011 waren hoger dan in 2010 (Tabel 7.2).

Table 7.2: mediane waarden van K_d en de temperatuur in de jaren 2010 en 2011.

Station	km	K_d (m^{-1})		Temperatuur ($^{\circ}C$)	
		2010	2011	2010	2011
WS1	0	1.2	1.9	11.5	15.3
WS4	20	2.0	3.0	13.7	15.8
WS6	38	2.2	2.6	13.7	16.1
WS10	58	3.9	5.0	14.9	16.7
WS11	63	3.3	4.1	17.2	17.6
WS14	84	5.8	7.1	15.8	16.8
WS15	92	7.0	8.9	14.5	17.1
WS17	104	7.0	9.6	14.9	17.0
OM9	105	5.0	8.0	14.7	16.8
OM27	111	4.1	5.5	14.4	17.0
OM11	113	5.4	6.9	14.4	16.9
OM13	127	8.4	9.6	16.3	18.8
OM18	128	5.8	6.7	15.5	17.9
OM20	135	6.6	6.1	16.3	18.1
OM21	144	5.9	7.1	16.2	18.5
OM23	158	5.5	5.3	19.2	19.4

7.3.3. Jaargemiddelde fotosynthese parameters: een vergelijk tussen de stations en tussen 2010 en 2011

Maximale fotosynthese capaciteit. In het vorige rapport werden boxplots getoond van de data tot dusver verzameld. Nu is een vergelijk mogelijk tussen 2010 en 2011, en zijn de gegevens van 2009 buiten beschouwing gelaten omdat dat slechts een deel van een jaar omvat. De waarden van de maximale fotosynthese capaciteit P_{max}^B lijken in het mariene deel groter dan in de Zeeschelde en zijn zijriversen, alhoewel de maxima (zichtbaar als cirkels in Fig. 7.5) in de Zeeschelde groter zijn. In 2011 is de variatie wat groter en worden hoge P_{max}^B waarden ook waargenomen bij Rupelmonde (105 km).

Opvallend zijn de lage winterwaarden in de Zeeschelde: dit is niet het gevolg van lagere temperaturen in de Zeeschelde (Fig. 7.6), en zal dus waarschijnlijk samenhangen met de soortensamenstelling van het fytoplankton. Ondanks de wat hogere mediane temperaturen in 2011 is de mediane waarde in P_{max}^B in het mariene deel in 2010 hoger, terwijl deze waarden in de Zeeschelde hoger zijn in 2011 (Tabel 7.3). Een complex patroon dus, waarbij de temperatuur niet de enige determinant is van P_{max}^B .

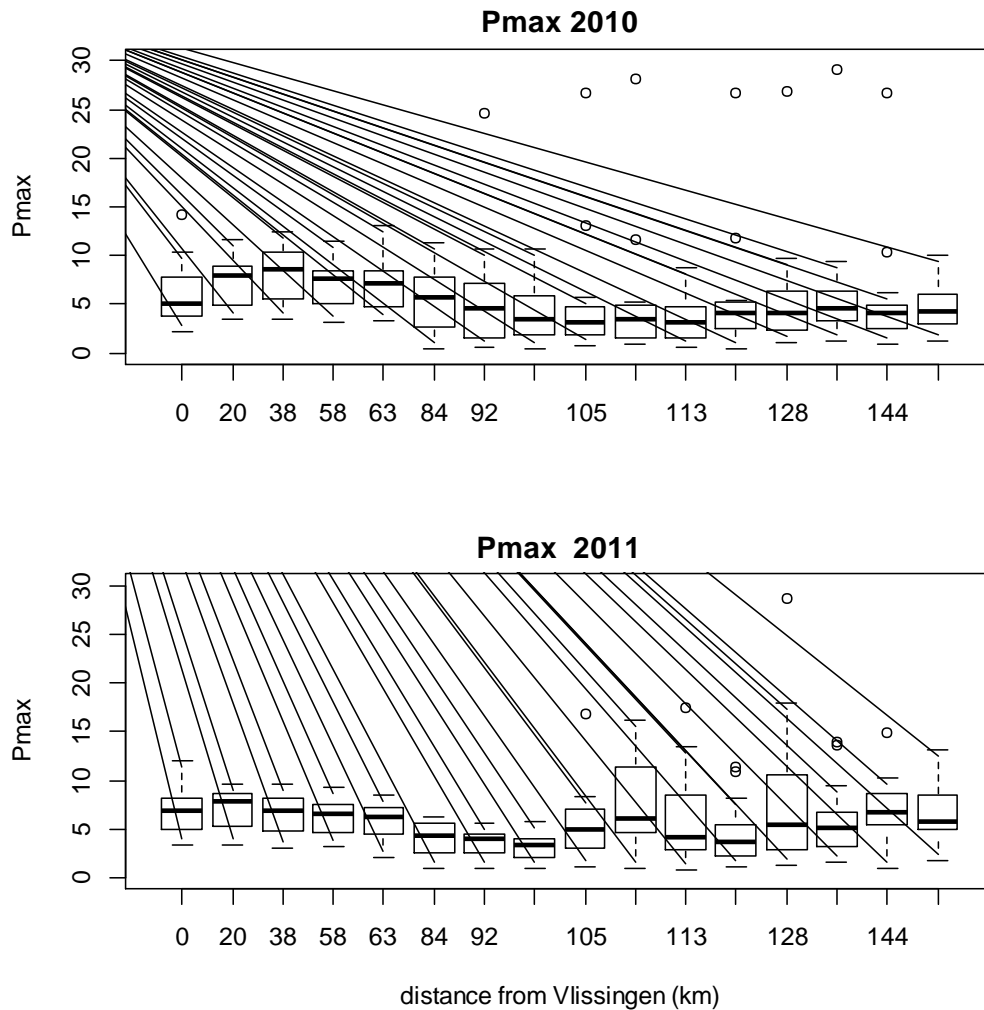


Figure 7.5. Boxplot van P_{Bmax} ($\text{mgC (mg chla)}^{-1}\text{h}^{-1}$). Alhoewel de mediane waarden in het marine deel i.h.a. hoger zijn dan in het brakke of zoete deel van het Schelde estuarium, zijn de maximale waarden, gevonden in de zomer in de Zeeschelde hoger dan in de Westers. Deze waarden zijn als outliers te zien (de open cirkels).

Figure 7.7 laat het verloop in P_{Bmax} zien over het estuarium en gedurende het seizoen. Duidelijk is dat zowel de hoogste als de laagste waarden in de Zeeschelde worden bereikt en dat de maxima voor beiden vallen in het midden van de zomer. De hoge waarden gevonden voor sommige stations in de Zeeschelde leiden tot duidelijke pieken in de P_{Bmax} -contourplot, maar zijn niet gerelateerd aan de lokaal hogere temperaturen en weerspiegelen dus de eigenschap van het fytoplankton dat in het troebele water van de Zeeschelde goed lijkt aangepast aan het zeer troebele water.

De fotosynthese 7.8 efficiëntie alfa (α^{B}). Dit is de initiële helling van een fotosynthese lichtcurve. Hoe groter α^{B} , hoe steiler de helling van de PE-curve. Omdat het chlorofyl gehalte in de cellen kan variëren is α^{B} niet noodzakelijkerwijs een indicatie van het vermogen van de cellen om bij lage lichtintensiteiten een hoge fotosynthesesnelheid te halen. In het algemeen is tussen km 0 en 100 de mediane waarde α^{B} in 2011 lager dan in 2010 (Figure 7.8, Figure 7.9), terwijl het stroomopwaarts van 100km andersom is, maar de verschillen zijn niet groot (Table 7.3. mediane waarden voor de fotosynthese parameters in de jaren 2010 en 2011. (Table 7.). α^{B} in het mariene deel is hoog en constant, maar neemt vanaf de grens sterk af om vanaf 100 km (in 2010) of 85 km (in 2011) ongeveer een waarde te bereiken die fluctueert tussen de 0.01 en 0.015 $\text{mgC (mg chla)}^{-1}\text{h}^{-1}$.

$\text{chl}a)^{-1}\text{h}^{-1}(\mu\text{mol photons m}^{-2}\text{s}^{-1})^{-1}$. Op zich is het verrassend dat de α^B waarden in de zeer troebele Zeeschelde lager zijn dan in de Westerschelde.

Table 7.3. mediane waarden voor de fotosynthese parameters in de jaren 2010 en 2011.

Station	km	P_{\max}^B		alfa		Ek	
		2010	2011	2010	2011	2010	2011
WS1	0	5.0	6.9	0.033	0.028	204	250
WS4	20	8.0	7.8	0.030	0.027	261	280
WS6	38	8.6	6.8	0.036	0.028	247	251
WS10	58	7.6	6.6	0.028	0.024	281	267
WS11	63	7.2	6.3	0.024	0.026	287	248
WS14	84	5.6	4.4	0.019	0.014	309	306
WS15	92	4.5	4.0	0.016	0.014	276	280
WS17	104	3.4	3.3	0.015	0.014	261	257
OM9	105	3.1	4.9	0.010	0.013	344	384
OM27	111	3.4	6.0	0.011	0.019	357	406
OM11	113	3.1	4.1	0.010	0.015	360	384
OM13	127	4.1	3.7	0.011	0.012	352	341
OM18	128	4.1	5.4	0.012	0.015	371	380
OM20	135	4.6	5.1	0.014	0.013	394	391
OM21	144	4.1	6.7	0.010	0.019	395	352
OM23	158	4.2	5.8	0.011	0.018	412	415

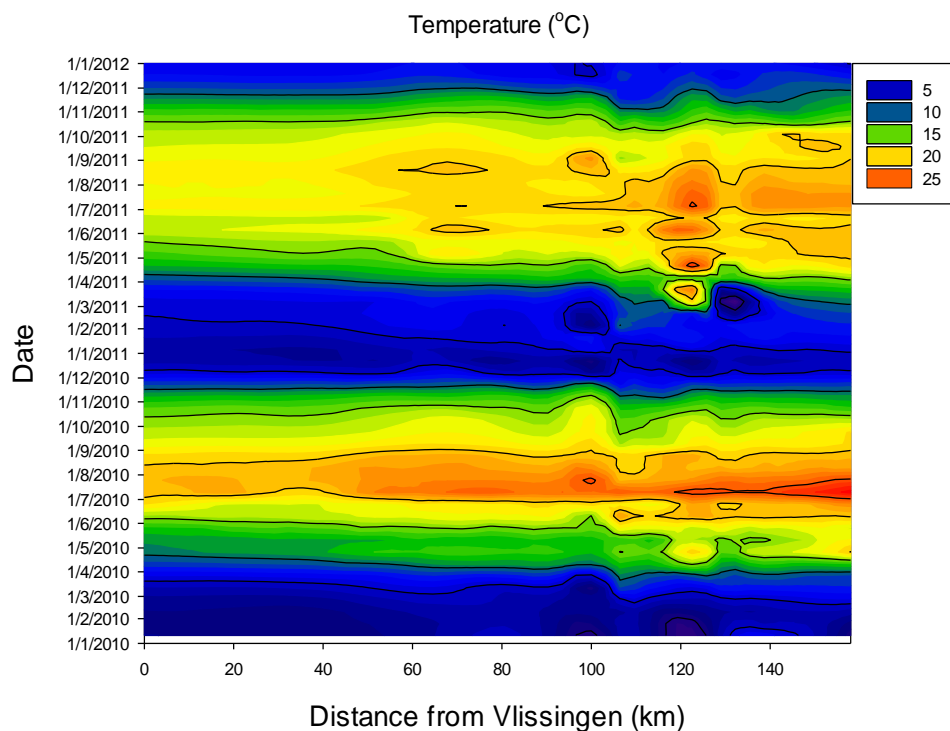


Figure 7.6. Contourplot temperatuursverloop.

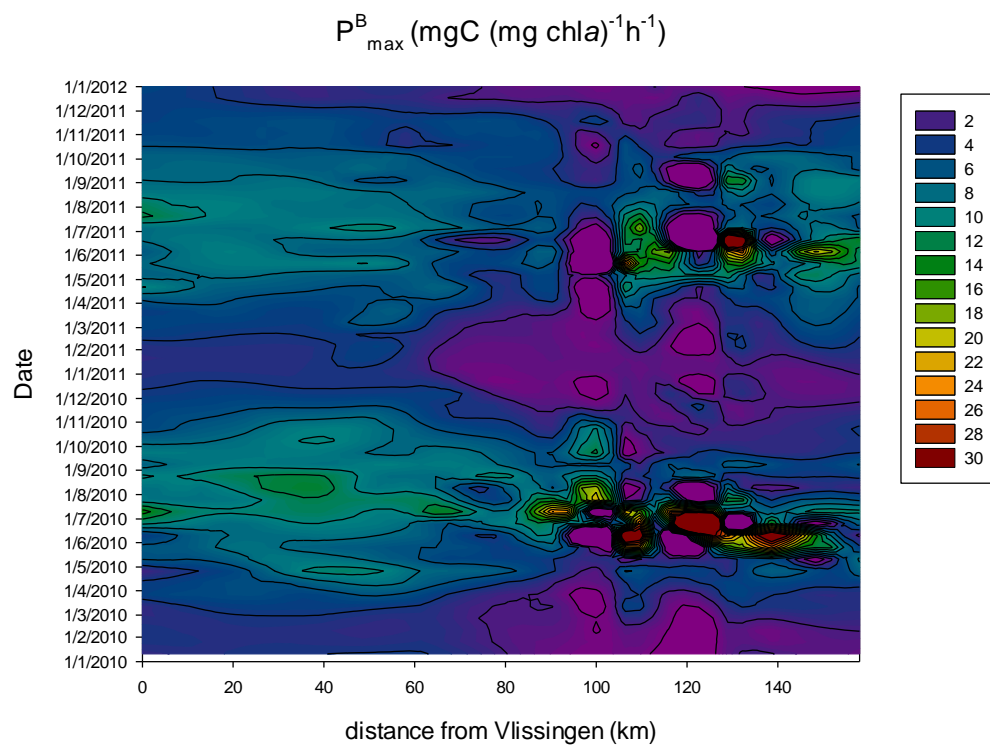


Figure 7.7. Contourplot fotosynthese capaciteit P_{\max}^B .

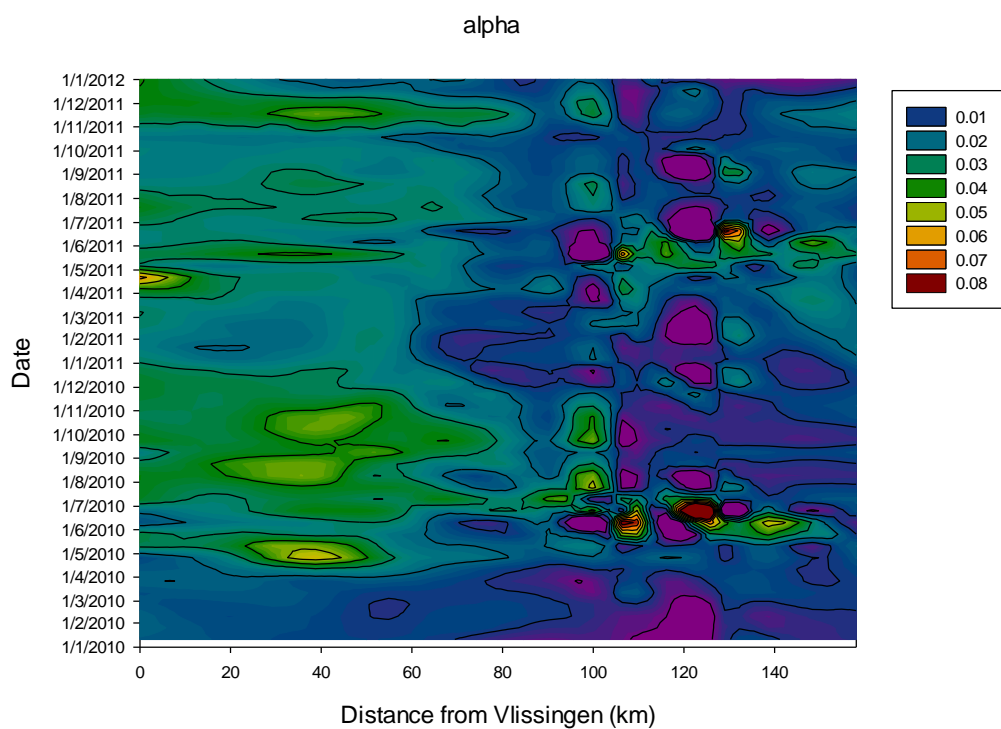


Figure 7.8. Contourplot fotosynthese α^B

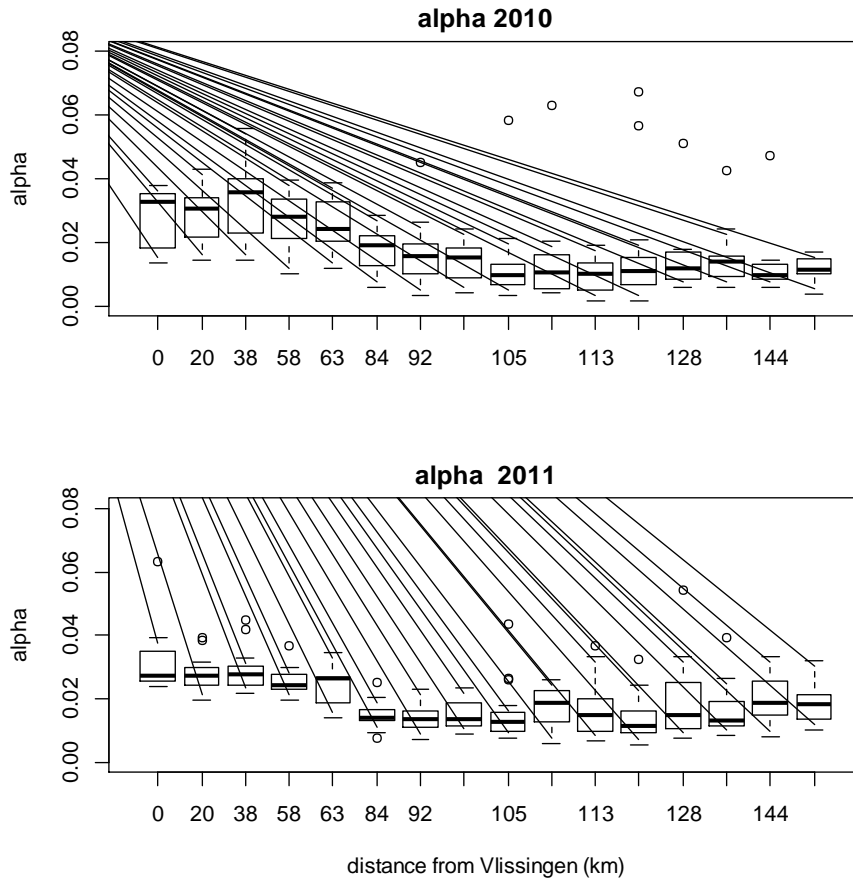


Figure 7.9. boxplot α^B op de verschillende stations in 2010 en 2011

α^B en P_{\max}^B covariëren en de relatie kan beschreven worden m.b.v. een hyperbole relatie (Figure 7.10). De onderste waarden ($\alpha^B \leq 0.02$) zijn waarden bovenstrooms van Antwerpen/Hoboken en de hoge waarden behoren tot het eigenlijke estuarium benedenstrooms van Antwerpen.

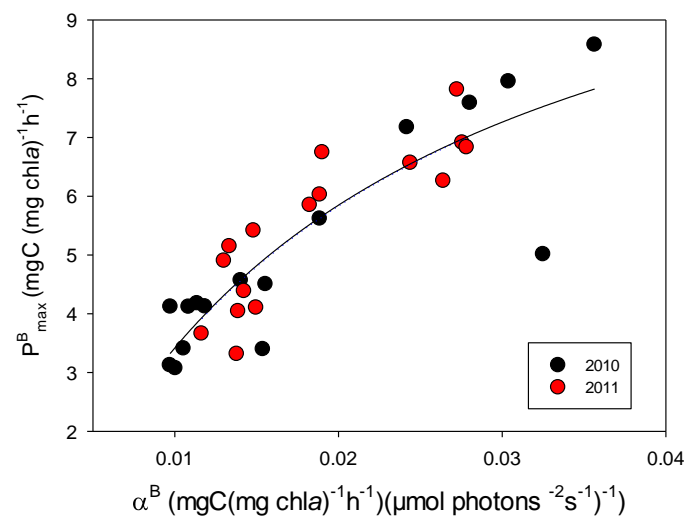


Figure 7.10. Hyperbole relatie tussen α^B and P_{\max}^B voor de jaren 2010 en 2011. De relatie kan beschreven worden als volgt: $P_{\max}^B = -1.75 + (14.34 \cdot \alpha^B) / (0.0177 + \alpha^B)$, $r^2 = 0.76$.

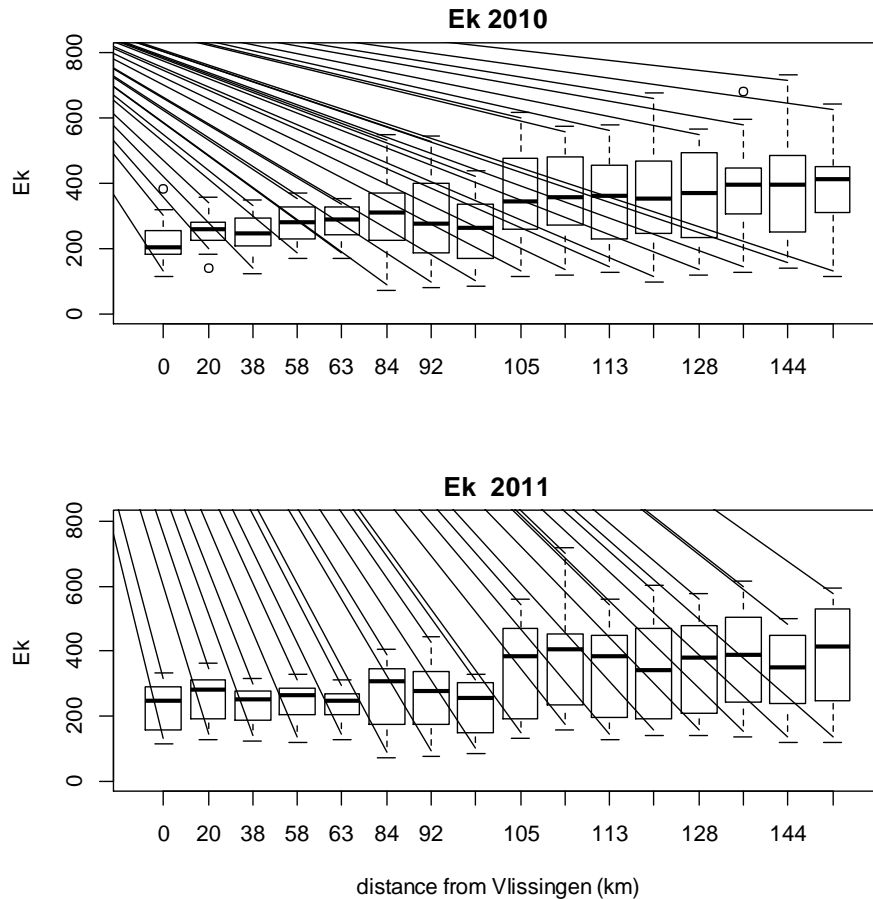


Figure 7.11. Boxplot E_k waarden.

Boxplots van de lichtverzadigingswaarde E_k is weergegeven in Figure 7.11. Uit deze figuur blijkt duidelijk dat de E_k waarden in het estuarium lager zijn dan in de Zeeschelde en haar zijrivieren. Dit is een gevolg van zowel de lagere P_{\max}^B waarden als de hogere α^B waarden in de Zeeschelde ($E_k = P_{\max}^B / \alpha^B$). Dit lijkt erop te wijzen dan in het algemeen het fytoplankton in de Zeeschelde is geacclimatiseerd aan hogere gemiddelde lichtcondities dan in de Westerschelde, hetgeen moeilijk te geloven is aangezien het water in de Zeeschelde troebeler is dan in de ook zeer troebele Westerschelde. Maar wat van belang is zijn de ratio's tussen de photische zone en de mengdiepte. Deze laatste moet in de Zeeschelde nog verder uitgewerkt worden. Een alternatieve verklaring zou kunnen zijn dat vanwege het zeer troebele water de algen zich aanpassen door zoveel pigment te maken dat het hebben van dat extra pigment niet opweegt tegen de afname in lichtabsorptie als gevolg van een toename van het package effect ("zelfbeschaduwing" van de pigmenten in de cel).

7.3.4. 13-uurs metingen

Op 17, 18 en 19 juni zijn er 13 uursmetingen fotosynthese metingen uitgevoerd. Deze metingen werden gedaan m.b.v. een waterPAM (Walz GmbH, Effeltrich). Voor deze methode is gekozen omdat ze frequent en on-site konden worden uitgevoerd. Het doen van ^{14}C -metingen was logistiek onmogelijk. Het voornaamste doel was om te zien of er grote variaties zouden zitten in de fotosynthese eigenschappen. Als dit zo is, zou het de betrouwbaarheid van de dagproducties nadelig beïnvloeden omdat die worden berekend onder de aanname dat de fotosynthese parameters (en k_d) niet variëren over de dag. Variaties in K_d als gevolg van veranderingen in het getij worden hier niet behandeld, maar stroomsnelheid gedreven variaties in K_d kunnen een flinke

invloed hebben op de schatting van de dagelijkse primaire productie als die variaties aanzienlijk zijn. De PAM meet de kwantum efficiëntie van het fotosynthese proces via het meten van de fluorescentie van fotosysteem II (en is daarom een maat voor de activiteit van fotosysteem II (PSII)). Na adaptatie in het donker (15 minuten en correctie (blanco) voor eventuele fluorescentie van gefilterd water) kan de maximale efficiëntie gemeten worden als:

$$F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$$

De effectieve kwantum efficiëntie wordt gemeten in het licht:

$$\Delta F/F_m' = (F_m' - F_o)/F_m'$$

Hierbij zijn F_o en F_m de minimale fluorescentie resp. maximale fluorescentie (gemeten na donker adaptatie). F_v/F_m is een maat voor de conditie van de algen. Algen met stress (zoals nutriëntimitatie, blootstelling aan hoge lichtintensiteiten, herbiciden) zullen een verlaagde F_v/F_m vertonen (<0.55-0.6). Met een “rapid light curve”(RLC), wordt de relatie tussen de lichtintensiteit en de fotosyntheseactiviteit beschreven. Een RLC is dus vergelijkbaar met de fotosynthese licht (PI) curve:

$$rETR = \Delta F/F_m' \times I$$

waarbij $rETR$ het relatief elektronentransport is door PSII, en E de lichtintensiteit. Het is PSII elektronen transport is relatief omdat het uitgaat van het ingestraalde licht, niet van het geabsorbeerde licht. De RLC werd gefit met het model van Eilers and Peeters (1988) waarmee de parameters $rETR_{max}$ (de maximale PSII activiteit), α_{ETR} (de initiële helling van de RLC, dus de efficiëntie van de fotosynthese activiteit van PSII bij lage lichtintensiteiten) en I_{opt} , de lichtintensiteit waarbij $rETR_{max}$ wordt bereikt.

In tegenstelling tot de situatie vorig jaar (vooral in station Boom) is er weinig variatie gedurende dag in F_o (een proxy voor de phytoplankton biomassa) (Figure 7.12). De maximale kwantumefficiëntie F_v/F_m vertoont een afname tijdens de ochtend. De afname is het geringst in Schoonaarde op 17 mei, en in de middag is F_v/F_m constant maar iets verlaagd. De andere stations vertonen een vergelijkbaar beeld, maar in de ochtend neemt F_v/F_m sterker af (van ~0.65 naar 0.55). Dit lijkt niet door verschillen in instraling te komen omdat de gemiddelde lichtintensiteit op 17 mei hoger was dan op de twee daarop volgende dagen.

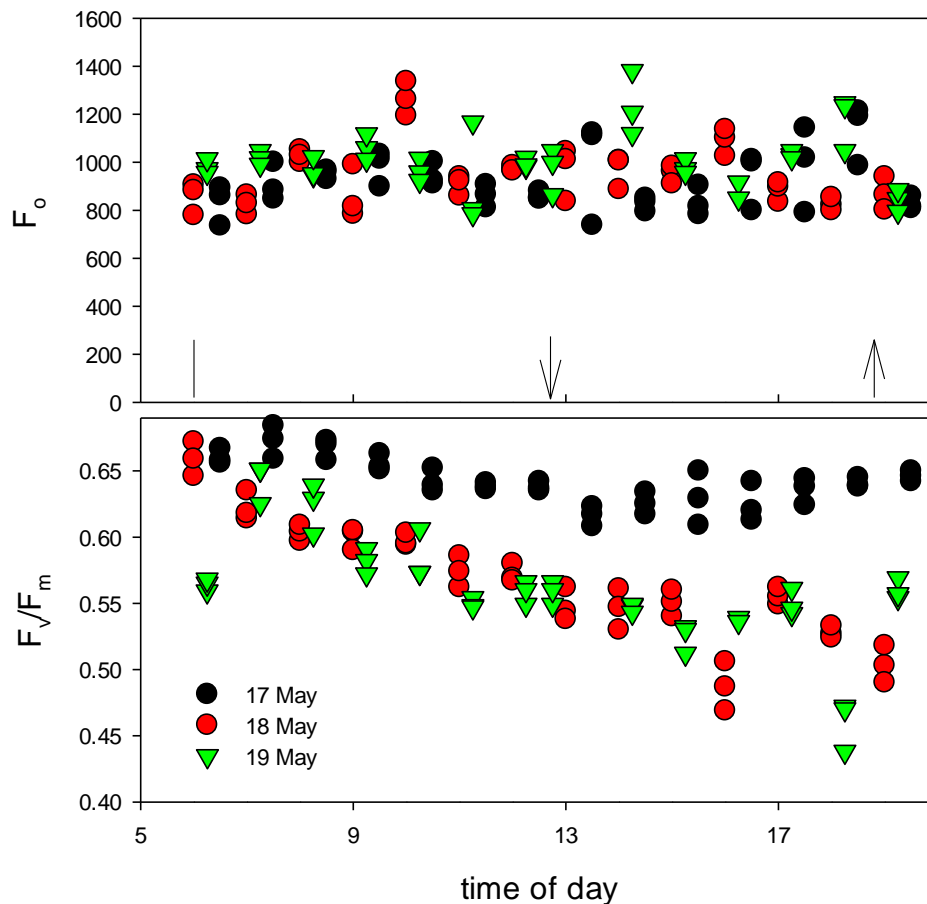


Figure 7.12. Variatie in de minimale fluorescentie F_0 (een proxy voor de chla-concentratie) en de maximale fotosynthese efficiëntie van PSII (F_v/F_m) gedurende de getijdencyclus. De pijlen omhoog en omlaag geven respectievelijk bij benadering hoog en laag water weer 17 mei: Schoonaarde, 18 mei± Rupel en 19 mei± Kruibeke.

Veranderingen in fotosynthese parameters zijn weergegeven in Figure 7.13. Het gaat hier $rETR_{max}$ en α_{ETR} zijn relatieve parameters omdat ze zijn gefit als functie van de aangeboden hoeveelheid licht en geen rekening houden met de hoeveelheid geabsorbeerd licht, en ze zijn de beschouwen als de gemiddelde activiteit van een fotosysteem-II (PSII) eenheid. Duidelijk is dat er wat ruis in de data zit, vooral als gevolg van het roeren op 18 en 19 mei. In Schoonaarde op 17 mei is een geringe afname van $rETR_{max}$ te zien meteen maximum rond het begin van de middag, waarna $rETR_{max}$ weer toeneemt. Deze dynamiek weerspiegelt de veranderingen in F_v/F_m . Voor de twee daarop volgende dagen lijkt het erop alsof er geen dagelijkse variatie aanwezig is in $rETR_{max}$, of dat de ruis in de data verhindert een patroon te zien. Wel lijkt op deze dagen α_{ETR} af te nemen gedurende de dag, conform de veranderingen in F_v/F_m . De resultaten vertonen dus hetzelfde beeld als in 2010: ook in dat jaar was er zeer weinig variatie in de parameters die de RLC beschrijven. Dagelijkse veranderingen in de waterkolom productie zullen dus vooral het gevolg zijn van veranderingen in K_d .

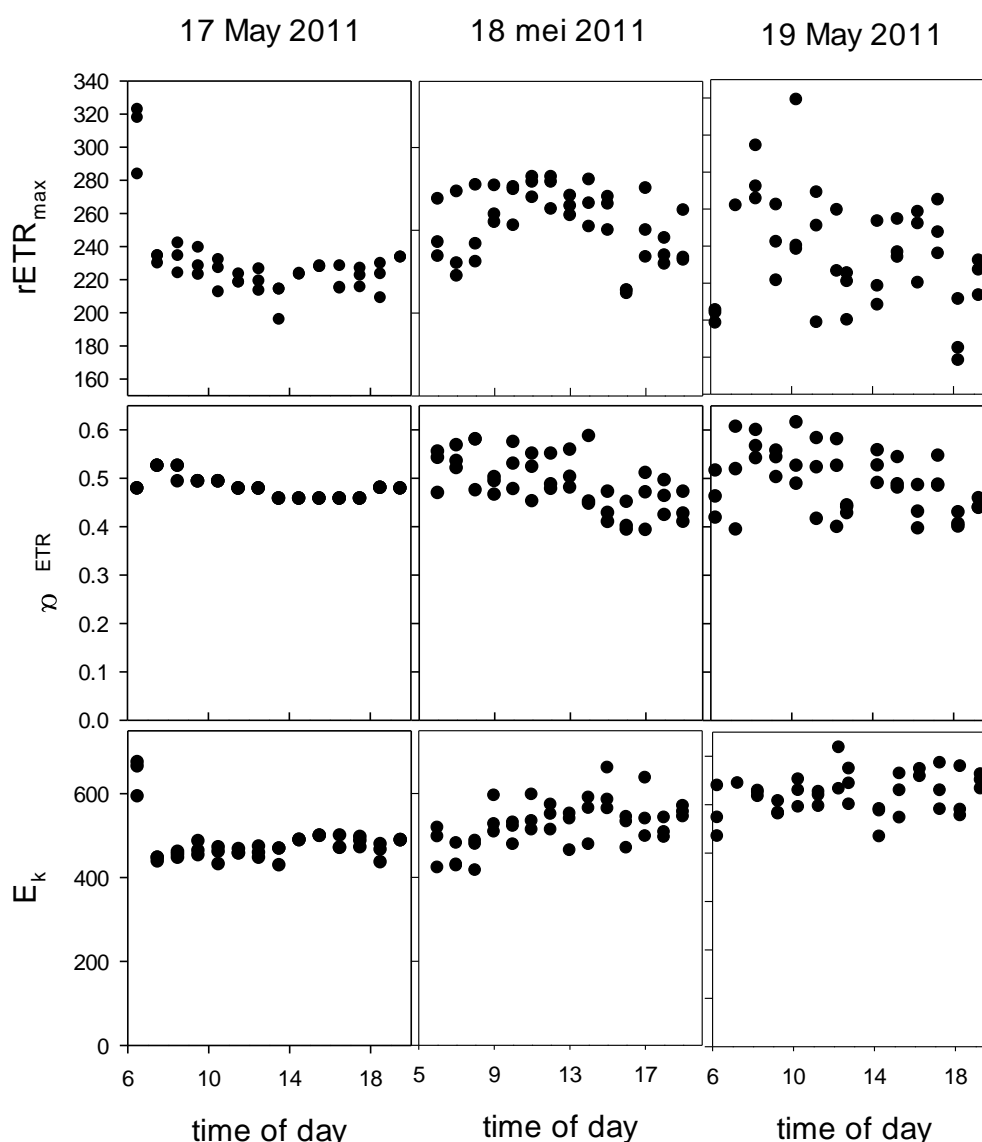


Figure 7.13. verloop RLC parameters gedurende de 3 13-uurs metingen in mei 2011. NB: let op de Y-as voor $rETR_{max}$.

7.3.5. dagproducties.

Het verloop van de dagproducties in 2010 laat grote verschillen tussen de stations: i.h.a. is de dagproductie het hoogst stroomopwaarts van Rupelmonde. In het meest mariene deel lijkt de klassieke voorjaarsbloei aanwezig, afgezien van de monding (0 km), waar de piek in productie midden in de zomer valt. Sommige stations vertonen duidelijk twee bloeiperioden. I.h.a. valt de belangrijkste productieperiode in de Zeeschelde in de zomer. De ruimtelijke verschillen zijn ook duidelijk zichtbaar in als ze worden weergegeven als contourplot (Figure 7.15). Hieruit blijkt duidelijk dat de piek in het mariene deel valt van half april to begin juni, gevolgd door een geringe zomer vroege najaarsbloei in het euryhaline deel van de Westerschelde. Producties zijn het laagst in het traject van de grens tot Rupelmonde, om vervolgens sterk toe te nemen in stroomopwaartse richting. De piek van de bloei valt begin juli. Station Dijle (OM27) heeft een paar dagen met zeer hoge producties ($29 \text{ gC/m}^2/\text{dag}$), en die zijn verantwoordelijk voor de “hotspot” in productie in Figure 7.15 rond de 110-115 km.

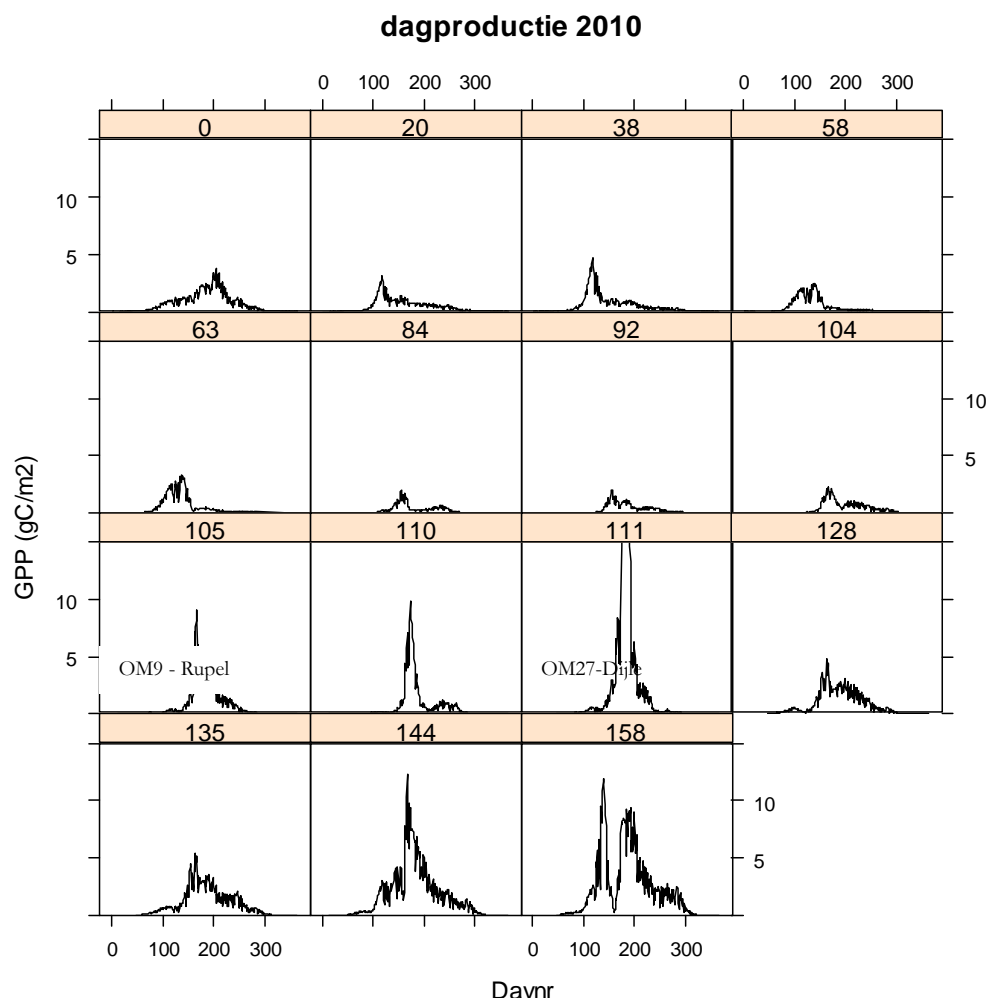


Figure 7.14. Verloop dagproducties op de verschillende stations (in km vanaf Vlissingen) in 2010.

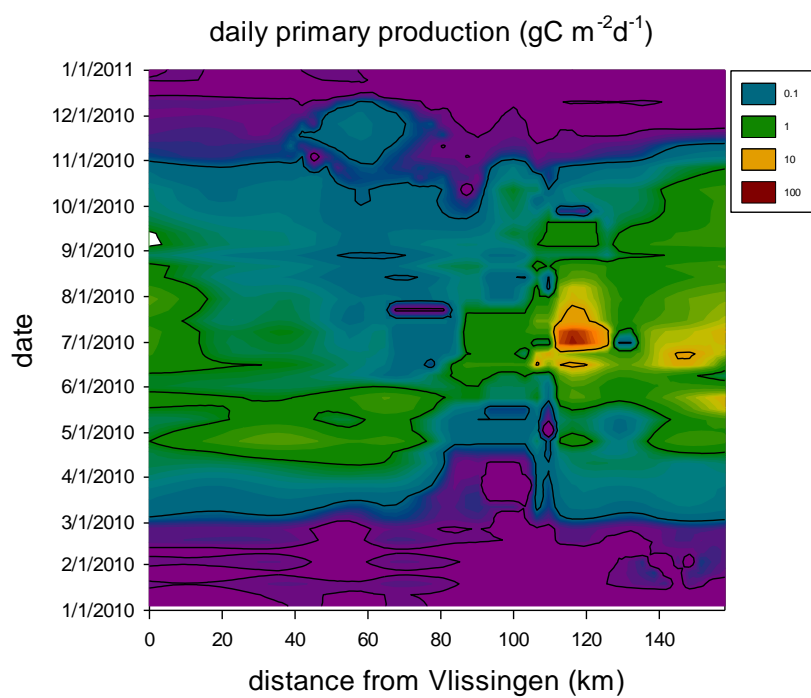


Figure 7.15. Contourplot dagelijkse primaire productie in het studiegebied voor het jaar 2010

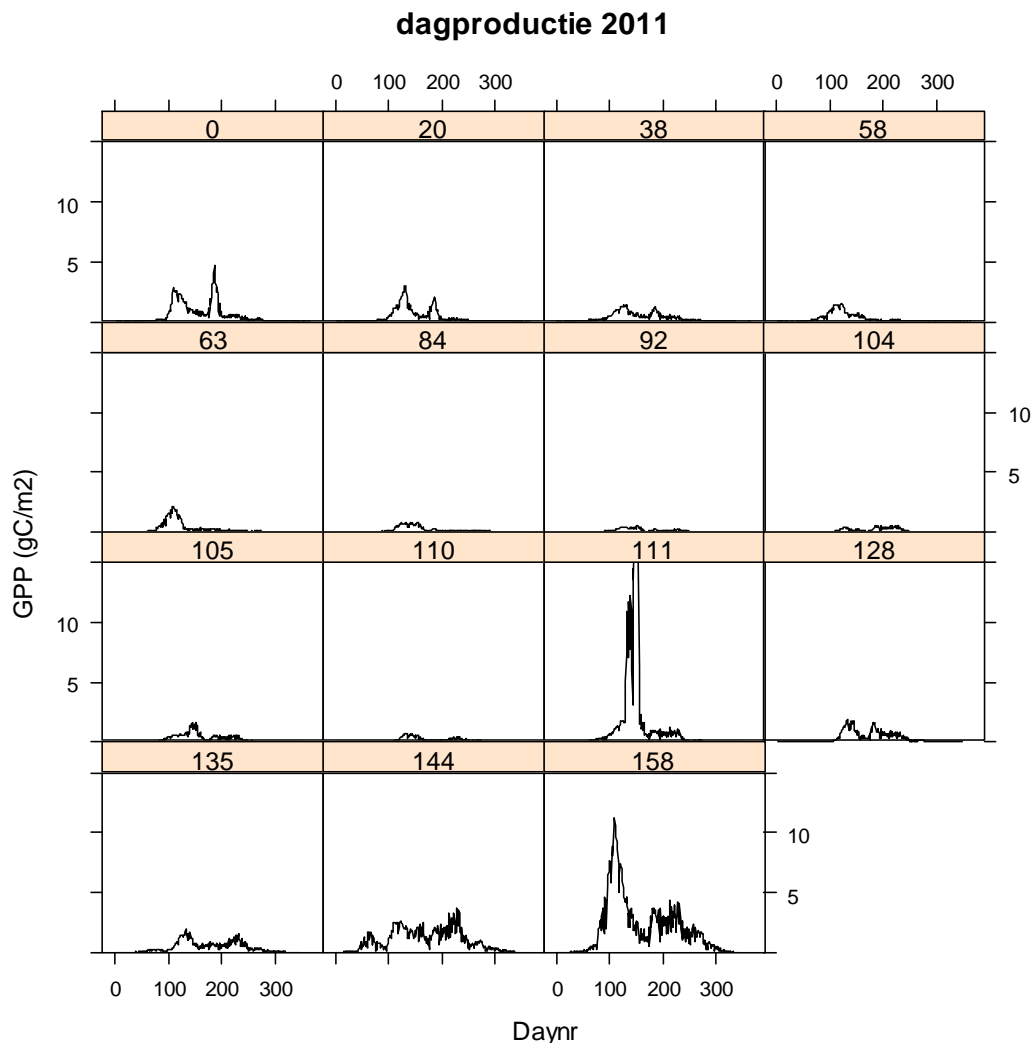


Figure 7.16. Seizoensdynamiek in de verschillende stations in 2011

De jaarproducties zijn te zien in Fig. 19. Hierin is duidelijk te zien dat de jaarlijkse primaire productie in 2011 lager was dan in 2010. Dit geldt voor alle stations. Zoals eerder opgemerkt is dit deels gelegen in het feit dat het water in 2011 troebeler was dan in 2010. De oorzaak hiervan is op dit moment nog niet duidelijk. De lage producties in de grensregio zijn waarschijnlijk een gevolg van zowel de hoge troebelheid van het water als van saliniteitsstress.

Een mogelijke wijze om te kijken of de oorzaak van de verschillen in dagelijkse primaire productie aan abiotische of biologische factoren zijn toe te wijzen is te verkrijgen door te onderzoeken of andere factoren dan aan troebelheid of instraling een rol spelen. Om dit te doen is de primaire productie berekend als functie van de chl_a concentratie, de som van de dagelijkse instraling en de fotische diepte, berekend als $4.6/K_d$ (Cole and Cloern 1984, Kromkamp and Peene 2005):

$$GPP = [chl_a] \cdot E_o \cdot 4.6/K_d.$$

Vervolgens zijn de data voor alle stations uit 2010 en 2011 op deze manier berekend en tegen elkaar uitgezet (Figure 7.19). Uit deze grafiek blijkt duidelijk dat de helling van de regressielijn 0.6 is, hetgeen betekent dat op de primaire productie op basis van dezelfde chl_a concentratie, lichtbeschikbaarheid en troebelheid in 2011 slechts 60% is van die in 2010. Naar de oorzaak hiervan moet nog onderzoek gedaan worden, maar de oorzaak kan liggen in een grotere mate van begrazing of andere verliesfactoren, een kortere retentietijd (hogere rivierafvoer) of een

geringere, limiterende beschikbaarheid van nutriënten. Ook is het mogelijk dat de respiratoire verliezen groter zijn in 2010 vanwege de grotere troebelheid van het water. Deze analyse laat zien dat een tijdsreeks vele jaren moet beslaan voordat een trendanalyse mogelijk is.

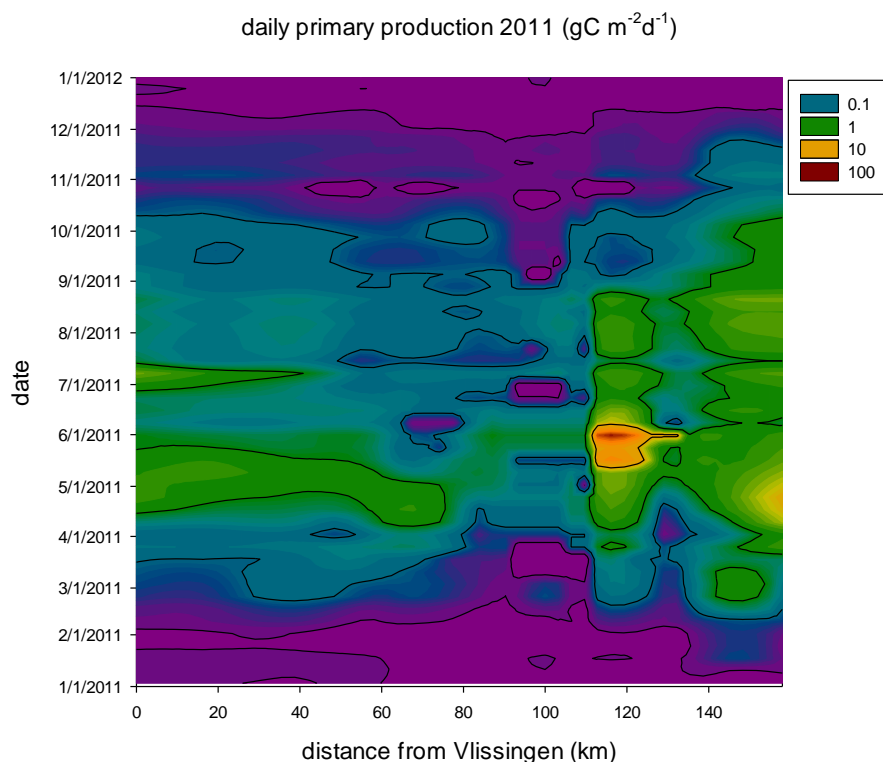


Figure 7.17. Contourplot dagproducties in 2011.

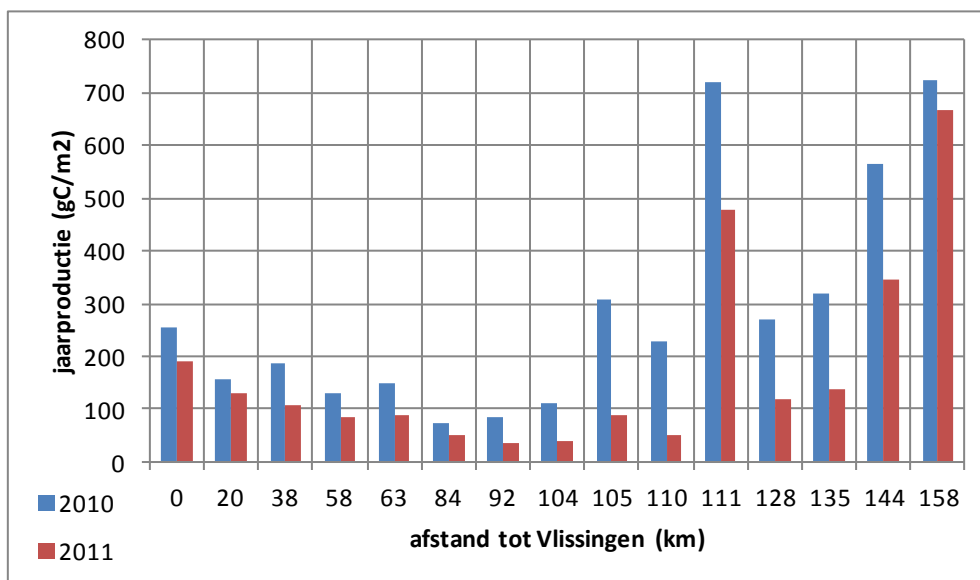


Figure 7.18. Jaarproducties verschillende stations in 2010 en 2011.

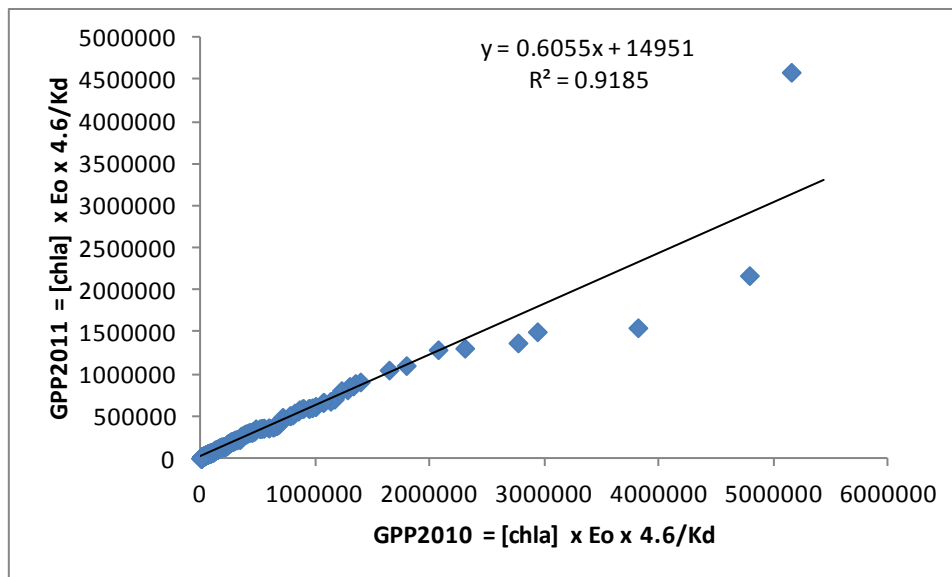


Figure 7.19. GPP geschat uit chl_a, de dagelijkse instraling (E₀) and de fotische diepte (4.6/K_d, de diepte tot waar 1% van het licht doordringt en die een proxy is voor het diepteinterval vanaf het wateroppervlak waarin fotosynthese mogelijk is)

3.6. Conclusies

De patronen in primaire productie vertonen hetzelfde beeld in 2010 en 2011: primaire productie neemt af vanaf de monding richting grens, is dan laag en neemt weer toe richting Gent vanaf de monding van de Rupel. De lage producties in de grensregio zijn te verklaren door de hoge troebelheid van het water (hoge K_d) en hoogstwaarschijnlijk door saliniteitstress aangezien hier het zoetwaterfytoplankton met zout water in aanraking komt.

In 2011 is de primaire productie lager dan in 2010 op alle stations. Dit komt vooral omdat er per hoeveelheid chlorofyl en dezelfde beschikbare hoeveelheid licht minder CO₂ wordt gefixeerd. Dit lijkt niet te wijten aan afname in de chlorofyl genormaliseerde fotosynthese parameters: deze zijn in de Westerschelde i.h.a. in 2010 wat hoger dan in 2011, maar in de Zeeschelde is het omgekeerde het geval. Er moeten dus andere factoren zijn die de productiviteit van de algen in 2011 remmen: een reden kan de hogere troebelheid zijn in 2011, waardoor de respiratoire verliezen hoger zijn (grotere discrepantie tussen bruto en netto primaire productie). Andere redenen kunnen zijn een hoger debiet (geringere retentietijd), een intensere nutrient limitatie. Een nadere analyse van deze factoren moet nog plaatsvinden als alle data bij elkaar komen.

Net als in 2010 vertoonden de 13uurs metingen zeer weinig variatie in de fotosynthese parameters. Een analyse van de overige resultaten zal moeten uitwijzen of het raadzaam is deze metingen in 2013 te herhalen.

7.4. Referenties

Eilers PHC, Peeters JCH. 1988. A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*. 42: 199-215.

Kromkamp J, Peene J. 1995. possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology-Progress Series* 121: 249-259.

Cole, B. E., and J. E. Cloern. 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* **17**: 15-24.

Cole BE, Cloern JE. 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 17: 15-24.

Kromkamp JC, Peene J. 2005. Changes in phytoplankton biomass and primary production between 1991 and 2001 in The Westerschelde Estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540: 117-126.

Hoofdstuk 8. Micro- en mesozoöplankton

M. Tackx
C. Sossou
R. Lassus
C. Lambert
N. Toumi
B. Mialet
F Azémar

Eindverslag voor deelstudie 6, periode 2010- 2011

EcoLab – Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement – UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT) Bât. 4R1 31062 Toulouse cedex 9 (France)
Email : tackx@cict.fr

8.1. Summary

Monthly samplings for micro- and mesozooplankton have been continued in 2010-2011, including bi-weekly samplings from April till September.

This report considers the long-term (1996-2010) evolution of the crustacean (copepods, cladocerans) and micro-zooplankton (rotifers) communities in the Schelde estuary. While no trend in abundance was observed at the brackish water zone, abundance of all groups considered increased with time in the freshwater zone. For copepods, this increase mainly concerns the calanoid *Eurytemora affinis*. After a spectacular increase of the abundance of the calanoid *E. affinis* in the freshwater area observed in 2007-2008, the abundance of this species has nevertheless decreased during 2009-2010. The species is now present over the entire OMES study area, while it was mainly observed in the brackish water zone prior to 2007. Cyclopoid copepods, which had substantially decreased in abundance during 2007-2008, remained at low abundance. Cladocerans and rotifers showed a variable abundance pattern throughout the study period.

Because of the ‘spread’ of *E. affinis* towards the freshwater area, the hypothesis that living conditions for this species are better in freshwater than in brackish water was investigated by observing a number of morphological characteristics at three stations: Boei 87 in the brackish water zone, Uitbergen in the freshwater zone and Antwerpen which has a mixed brackish – freshwater regime. It was shown that cephalothorax length, and individual dry weight increased at all stations with time, confirming an improvement of living conditions for *E. affinis* in the Schelde. Male cephalothorax length was significantly bigger at Uitbergen than at Boei 87, but no differences were observed for female individuals, or for individual dry weight of either sex. Despite the increase in condition of *E. affinis* with time, a remarkable increase degree of infection by epibionts (diatoms, ciliates, fungi) was also observed in time at all stations.

The long-term series of abundance of the different zooplankton groups was also considered for the tributaries Bovenschelde, Dender, Durme, Rupel. The upstream tributaries (Bovenschelde, Dender) are dominated by typical freshwater organisms (cyclopids, cladocerans), while calanoid copepods dominate in the downstream situated Durme and Rupel. The evolution of abundances with time in all tributaries is correlated with the evolution observed in the estuary. This indicates that both systems harbour the same populations, or / and that water quality improvement affect – as far as zooplankton is concerned - living conditions in the watershed and the estuary concomitantly.

8.2. Introduction

The research carried out on micro- and mesozooplankton in the frame of the OMES/MONEOS project aims at following the evolution of the zooplankton composition and its spatio-temporal distribution in the Scheldt estuary. Because of its central position, as a link between primary production and higher food levels, zooplankton is an essential component in the functioning of any aquatic ecosystem. Its drifting with the currents makes it also a good indicator of spatio-temporal variation in hydrological and concurrent water quality conditions.

The present report concentrates on the long-term trends (1996-2010) in abundance of the main groups (calanoid and cyclopoid copepods, cladocerans and rotifers) in the estuary and in the tributaries (Bovenschede, Dender, Durme, Rupel). It also considers if any changes have occurred in the condition of the copepod *Eurytemora affinis*, which has shown important changes in both abundance and spatio-temporal distribution, and is considered as an indicator-species.

8.3. Material and Methods

8.3.1. Sampling microzooplankton

Samples are taken by the ECOBE laboratory of the University of Antwerp (UIA). Transport to the 'Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement' (EcoLab) of the University of Toulouse III is done by carrier or by EcoLab personnel.

15 OMES monitoring stations were sampled monthly: Grens (Boei 87, km 57), Antwerpen, (km 78,5), Kruibeke (km 88), Temse (km 97,5) Lippenbroek (km 11), Dendermonde (km 121,5), Uitbergen (km 140), Melle (km 155), 3 stations in the Rupel —catchment Rupel (Boom), Beneden Nete and Dijle (estuaries) — and four boundaries Bovenschede, Dender, Durme and Haven (Zandvlietsluis). During the growth season, samplings were carried out bi-weekly.

8.3.2. Analysis microzooplankton

Determination is carried out at species level as far as possible. The analysis of the microzooplankton fraction is limited to Rotifera. The main references used are: Ruttner-Kolisko, 1972; Pontin, 1978; Koste, 1978; Pourriot et al., 1986 ; Segers, 1995.

Abundance is counted under binocular (90x), and converted to number of organisms per m⁻³. Details of the procedure are given in Tackx et al., 2004.

8.3.3. Sampling and analysis mesozooplankton

Sampling stations for mesozooplankton are the same as those for microzooplankton. 50 litres water is taken with a bucket at surface and filtered through a 50 µm net. The collected mesozooplankton is processed in the same way as described above for the microzooplankton samples.

Determination is carried out at species level when possible. For copepods this is possible from Copepodites V onwards. Most important references used are: Dussart, 1967; Dussart, 1969; Kiefer, 1978; Amoros, 1984; Margaritora, 1985, Einsle, 1996, Karaytug, 1999, Ueda, 2003.

8.3.4. Condition of *Eurytemora affinis*.

Samples from the OMES collection at stations Boei 87 (km 58), Antwerpen (km 78) and Uitbergen (km 138) were used to study a number of morphological characteristics of *E. affinis*, during 2008 and 2010; during the years 2002, 2004 et 2006 only the stations Boei 87 and Antwerpen were considered because of the absence of the species upstream. 20 to 30 female and male individuals were separately measured under binocular microscope for cephalothorax length.

Another 20 individual males were isolated, briefly rinsed in distilled water and dried in pre-weighed aluminium cups at 40 °C for 24 h. Weight were measured in a Mettler balance with a 0.1 µg precision. The degree of parasitism (ciliates, diatoms, fungi) was estimated in 5 classes (Figure 8.1) for all individual copepods observed.



Figure 8.1. Classes of parasitism. I : no parasitism ; II : 1 à 20 % ; III : 20 à 40 % ; IV : 40 à 60 % ; V a : > 60 % ; V b, c, d : fungal parasitism. Photographs: C. Lambert.

8.3.5. Graphics and data analysis

All graphic presentations were made in excel 2007. Non parametrical tests and boxplot graphs were performed with Statistica 6 (version 6.0; Statsoft Inc., Tulsa, USA). R was used for parametric analysis.

8.4. Results

8.4.1. Long term trends in abundance of zooplankton groups.

Yearly mean abundance of the different zooplankton groups in the brackish water area are shown in Figure 8.2 a- e. No data was available from June 2000 to January 2002 included. So the mean abundance in 2000 concerns only the 5 first months of the year.

In the brackish water zone, Calanoid copepods show no significant change in abundance with time (Figure 8.2a). The lowest abundances are observed in 2007 and 2009. Abundance of *E. affinis*, which strongly dominates calanoids (compare abundances), evidently shows the same trend in time (Figure 8.2b).

Cyclopoid abundance is generally low ($< 400 \text{ ind. m}^{-3}$), with occasional higher values between 1998 and 2006 (Figure 8.2c). Cladocerans also remain at low abundance ($< 350 \text{ ind. m}^{-3}$) throughout the study period with no observable trend.

Rotifers, which are only enumerated every 2 years since 2002, reach high ($20\text{--}50 \cdot 10^3 \text{ ind.m}^{-3}$) especially in 2004 and 2006.

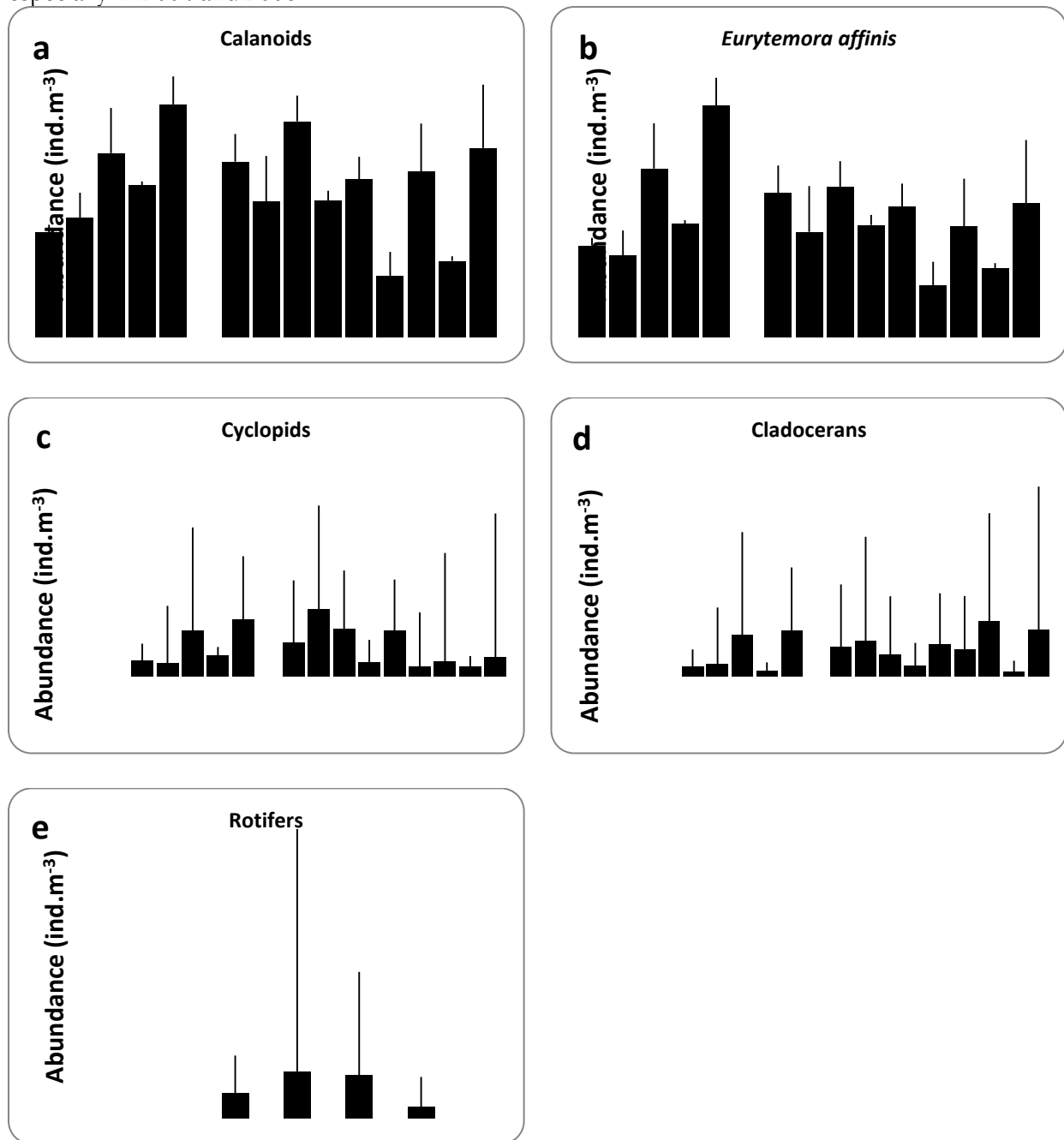


Figure 8.2. Yearly mean abundance of a) Calanoid copepods b) cyclopids and c) Cladocerans and Cladocras e) Rotifers in the brackish water zone of the Scheldt.

In the brackish water zone, Calanoid copepods show no significant change in abundance with time (Figure 8.2a). A tendency for increase is observed between 1998 and 2000, while lower abundances are observed in 2007 and 2009. Abundance of *E. affinis*, which strongly dominates calanoids (compare abundances), evidently shows the same trend in time (Figure 8.2b). Cyclopoid abundance is generally low ($< 400 \text{ ind. m}^{-3}$), with occasional higher values between 1998 and 2006 (Figure 8.2c). Cladocerans also remain at low abundance ($< 350 \text{ ind. m}^{-3}$) throughout the study period with no observable trend.

Rotifers, which are only enumerated every 2 years since 2002, reach high (20-50 10^3 ind. m^{-3}) especially in 2004 and 2006.

The evolution of the abundance of the various groups for the freshwater zone is given in Figure 8.3a-e.

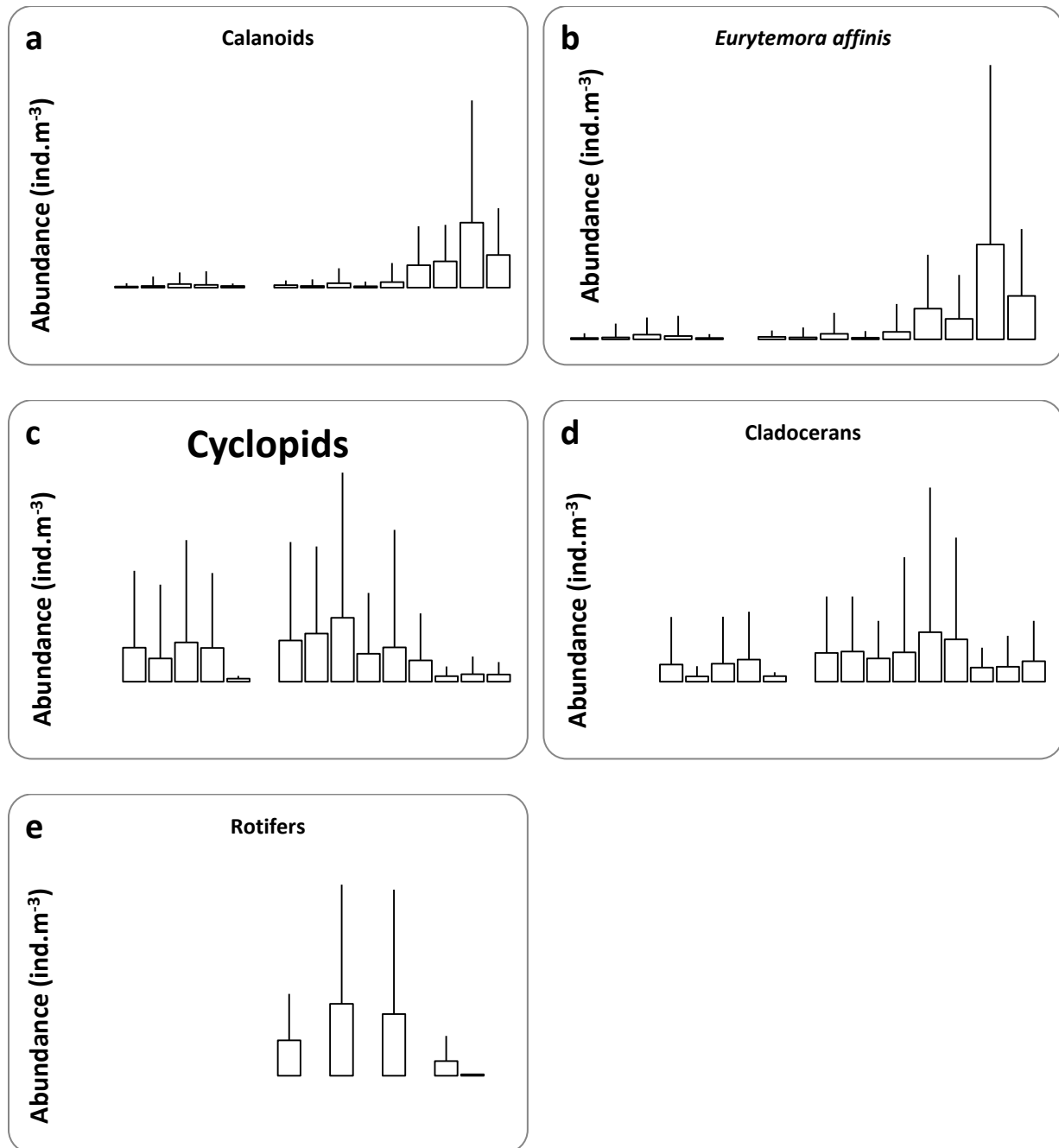


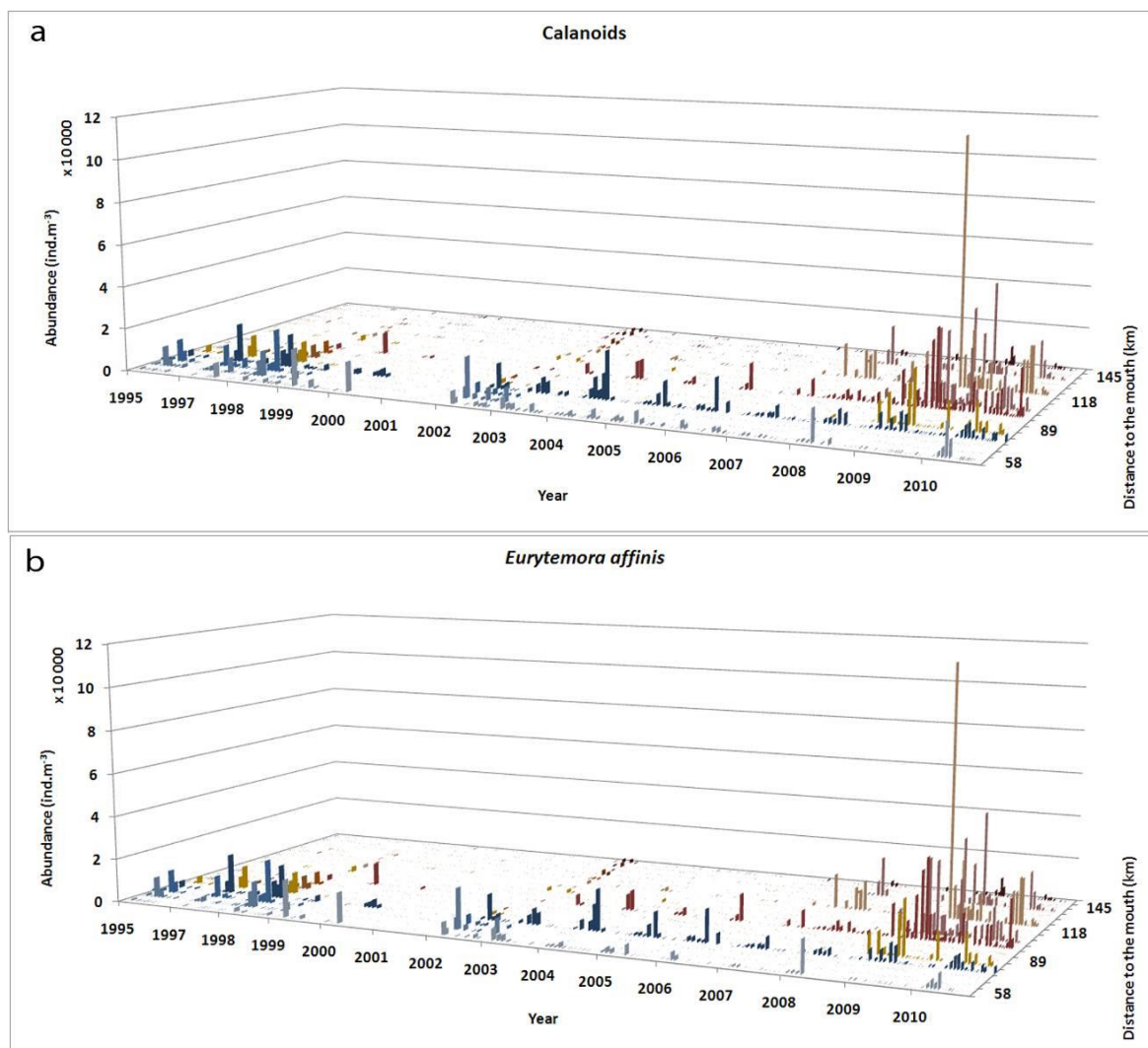
Figure 8.3. Yearly mean abundance of a) Calanoid copepods and b) *Eurytemora affinis* c) Cyclopoid copepods and d) Cladocerans e) Rotifers in the fresh water zone of the Scheldt.

Calanoid abundance remains low (between 120 and 5000 ind. m^{-3}) until 2006, but a remarkable increase in abundance in the freshwater water zone takes place from 2007 onwards, reaching 7753 ind. m^{-3} in 2009 (Figure 8.3a). Again, this evolution is for the major part due to *E. affinis*, which reaches an abundance of 7706 ind. m^{-3} in 2009 (Figure 8.3b). Cyclopoid copepods increased in abundance between 2002 and 2004, but decreased afterwards and especially since 2007. Their maximum abundance in the latter years remains < 900 ind. m^{-3} (Figure 8.3c). A similar evolution

is observed for cladocerans (Figure 8.3d). While rotifers abundance in the freshwater zone is 10 times higher than in the brackish water zone (up to 470 000 ind. m⁻³) it shows a similar pattern as in time as in the brackish water zone, reaching highest abundances in 2004 and 2006 (Figure 8.3d).

8.4.2. Spatio-temporal distribution of zooplankton groups.

The spatio-temporal distribution over the entire OMES sampling zone (brackish and freshwater) of the zooplankton groups is shown in Figure 8.4a-e.



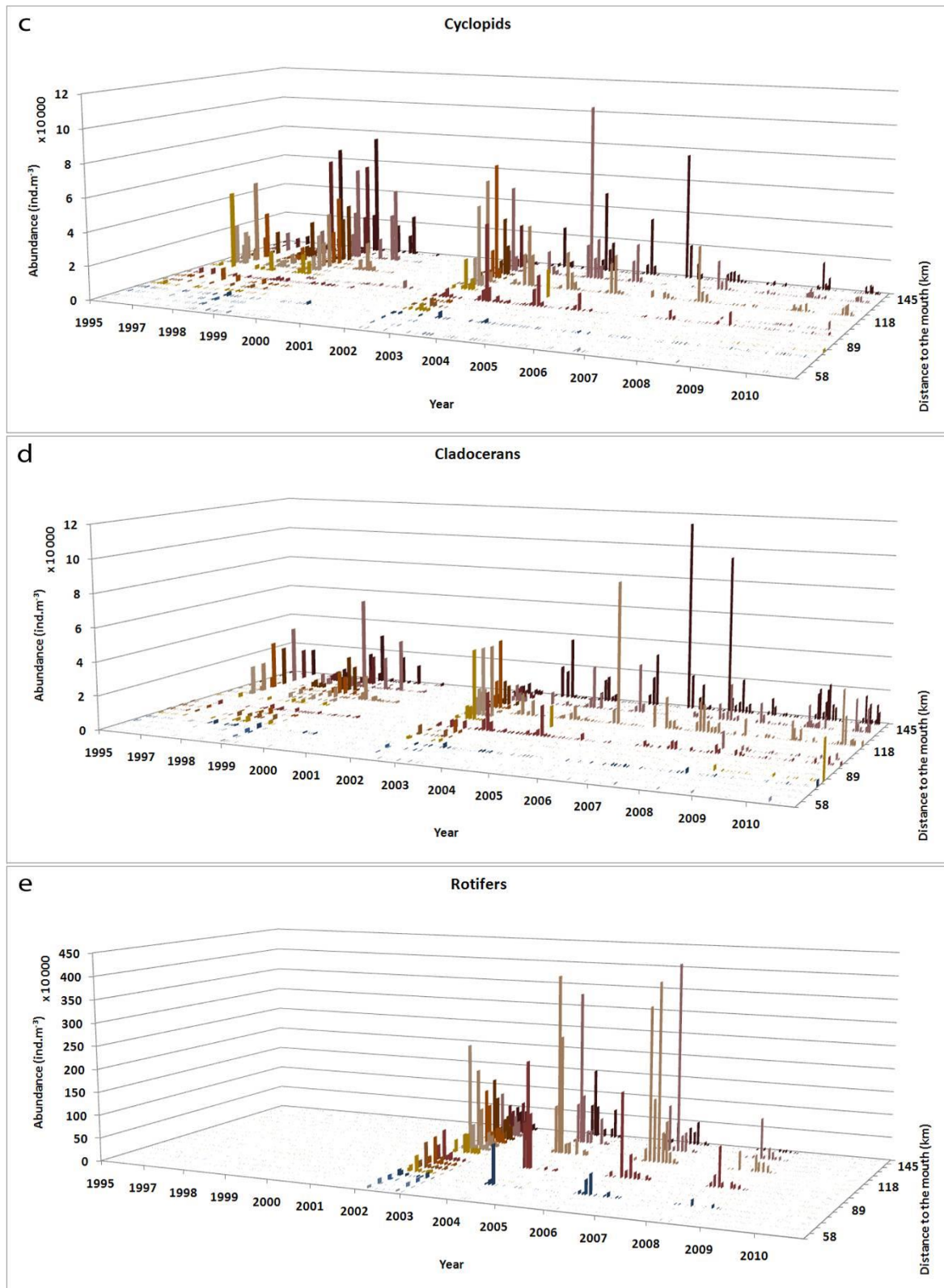


Figure 8.4. Spatio-temporal distribution of a) Calanoid copepods, b) *E. affinis* and c) Cyclopoid copepods d) Cladocerans and e) Rotifers in the Scheldt estuary. Brackish water stations are in blue colours, freshwater station in red.

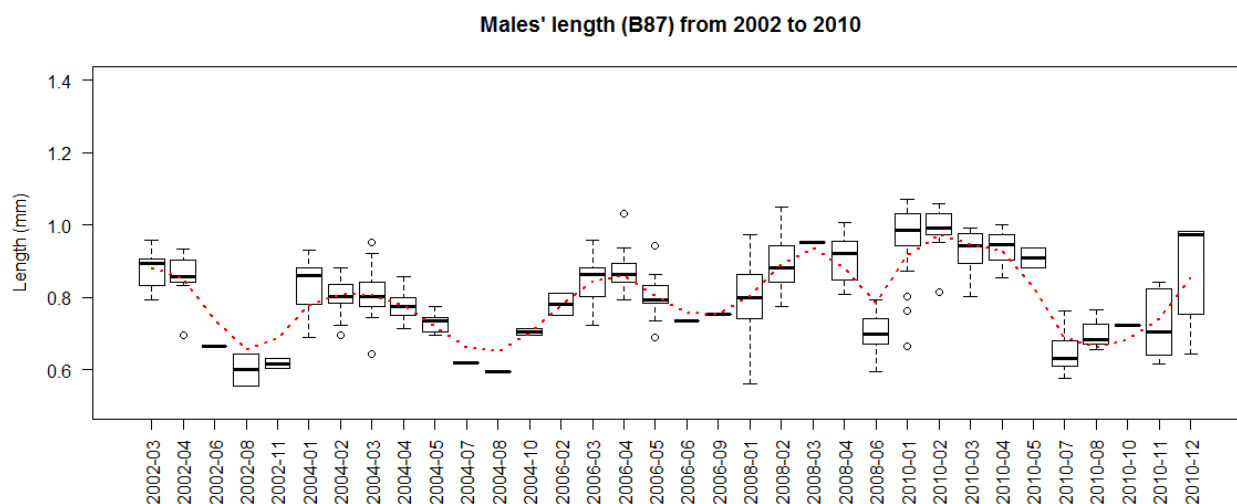
As can be seen from Figure 8.4a and Figure 8.4b, there has been a substantial shift in the abundance of calanoid copepods (mainly represented by *E. affinis*) from the brackish water zone

toward the freshwater zone. This shift manifested started in 2006 and itself clearly in 2007. In 2008, calanoids reached peak abundances in the freshwater zone. In 2009 however, calanoid (and *E. affinis*) abundance has decreased to levels comparable with the pre- 2007 period. A difference however is that *E. affinis* is now present over the entire estuary sampled, whereas before, it was found practically only in the brackish water zone. Moreover, *E. affinis*, which was a typical spring species before 2007 has been present during most of the year since 2007. Cyclopids remain essentially restricted to the freshwater zone, but have decreased substantially in abundance since 2007. Their abundance has not increased in 2009 and 2010 (Figure 8.4c). Cladocerans also remain essentially in the freshwater zone, with variable but consistently low abundance (Figure 8.4d). Rotifers are found in both the freshwater and the brackish water zone. In both zones, their abundance has decreased in 2008 as compared to previous years.

8.4.3. Condition of *Eurytemora affinis* individuals

In order to verify if the change in spatial positioning of the *E. affinis* population has given rise to a change in its condition, we measured the size of adult male and female individuals at stations Boei 87, Antwerp and Uitbergen.

a)



b)

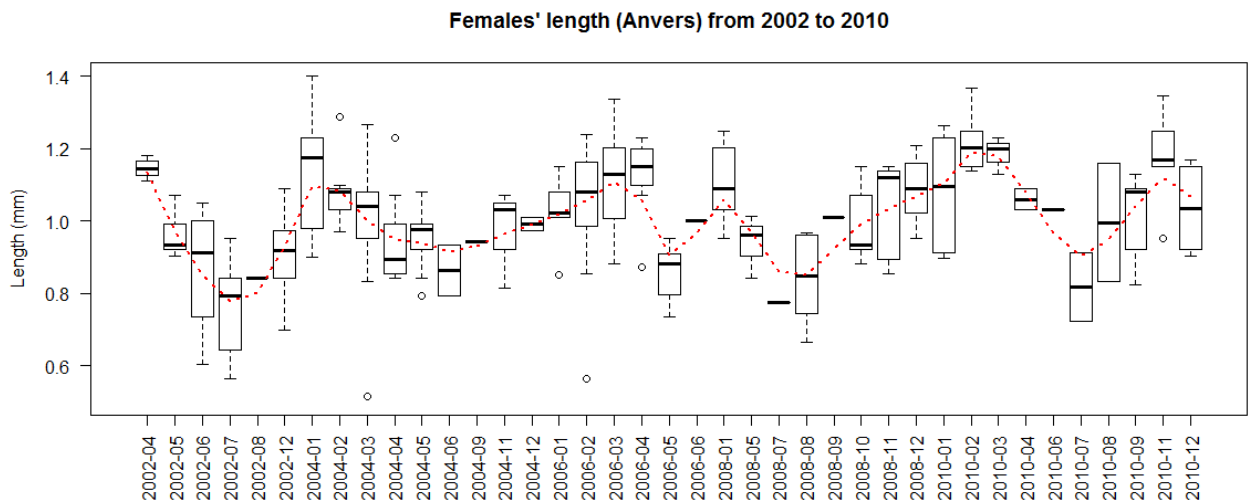


Figure 8.5. Cephalothorax length of a) males at station Boei 87 and b) females at station Antwerpen.

As illustrated with the examples of station Boei 87 for males (Figure 8.5a) and Antwerpen for females (Figure 8.5b), cephalothorax length of both males and females follows a seasonal cycle, with highest values in spring and lowest in summer. This was observed at all stations.

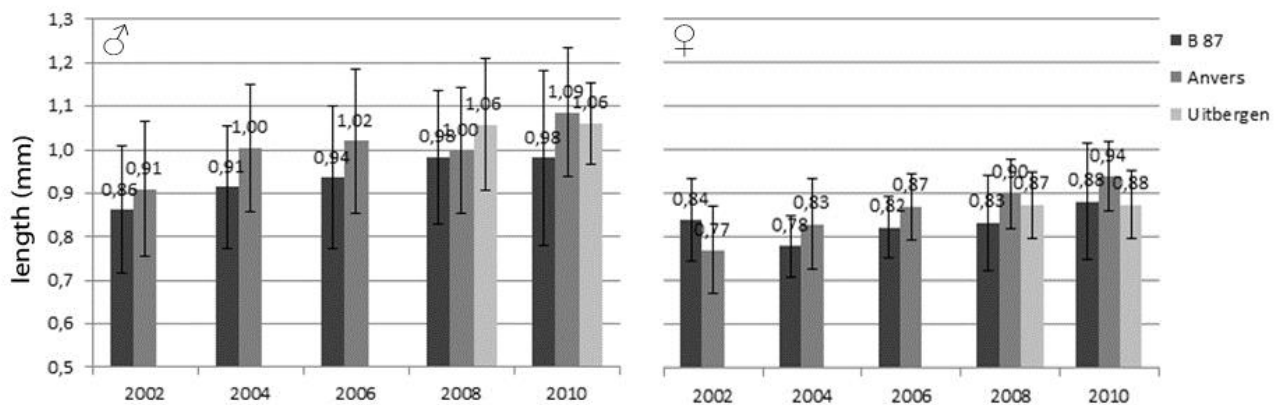


Figure 8.6. Mean cephalothorax length of Males (left) and females (right) at the three stations investigated.

As can be seen from Figure 8.6, both males and female cephalothorax length increased significantly (spearman rank, $p < 0.05$) with time at all stations. There is a significant difference in cephalothorax length of males between the freshwater station Uitbergen and the brackish water station Boei 87, and with station Antwerpen. For females, there is a higher cephalothorax length is observed at Uitbergen than at Boei 87, but mean cephalothorax length measured at Antwerpen is the same as at Uitbergen.

The mean dry weight of male individuals observed at the 3 station between 2002 and 2010 is given in Figure 8.7.

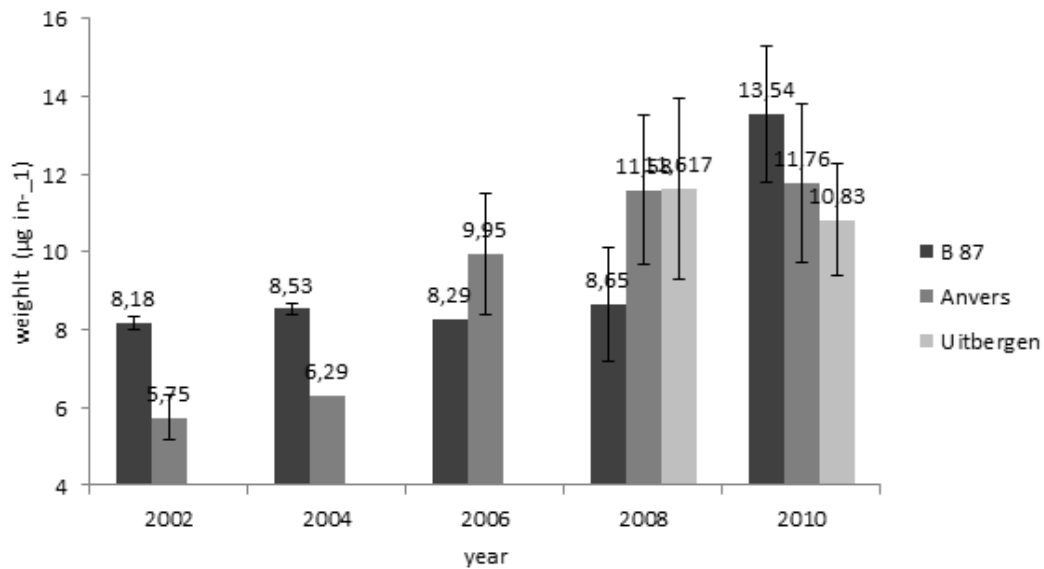


Figure 8.7. Mean individual dry weight of male *E. affinis* at station Boei 87 (black), Antwerpen (dark grey) and Uitbergen (light grey) from 2002 till 2010.

It can be observed that, as for cephalothorax length, there is a significant increase in male individual dry weigh with time, but no systematic significant difference between the freshwater station Uitbergen and the two other stations.

8.4.4. Parasitism

The degree of parasitism occurring on *E. affinis* individuals increased clearly with time (Figure 8.8). As it can be seen in the example of Antwerpen, there was practically no parasitism in 2002, while from 2004 onwards, all classes of parasitism intensity occur. Especially class 2 (20 % parasitism) increases with time, with the result that >40 % of the copepods observed are heavily parasited by 2010. In general, a lower degree of parasitism was observed at Antwerpen than at the two other stations.

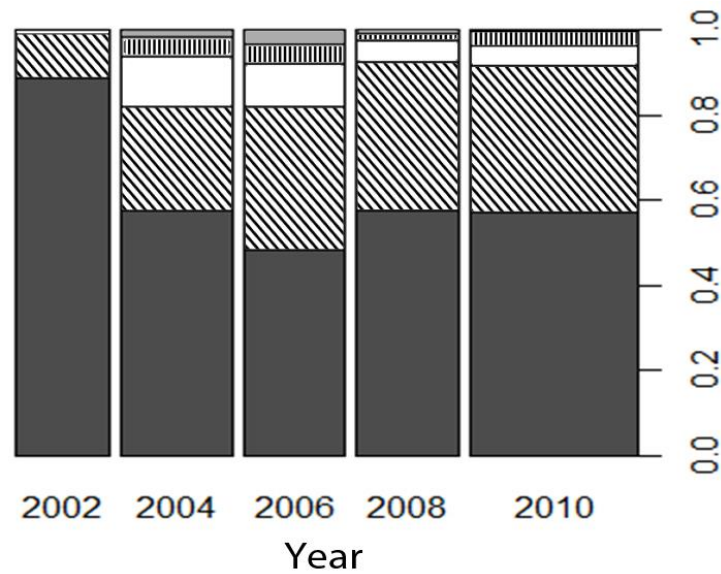


Figure 8.8. Fraction of classes of parasitism observed on individual of the *E. affinis* population. Example of station Antwerpen. Black: no parasitism; diagonally hatched: <20 %; white: 20-40 %; vertically hatched: 40-60 %; grey: > 60 %.

8.4.5. Zooplankton in the tributaries

While no clear trends in abundance of the different groups occur with time in the brackish water zone, calanoid copepods increase in mean abundance in the freshwater range, while cyclopids and cladocerans show no clear trend.

E. affinis, dominant among the copepods, is found in highest abundance in the Durme and the Rupel (Figure 8.9; note the logarithmic scale). Not as many data are available for the Dender and the Bovenschelde, but *E. affinis* abundance in these two tributaries is quite consistently lower than in Durme and Rupel. With the exception of Bovenschelde (too little data) abundance of *E. affinis* increases by two orders of magnitude with time between 2002 and 2010 in all tributaries.

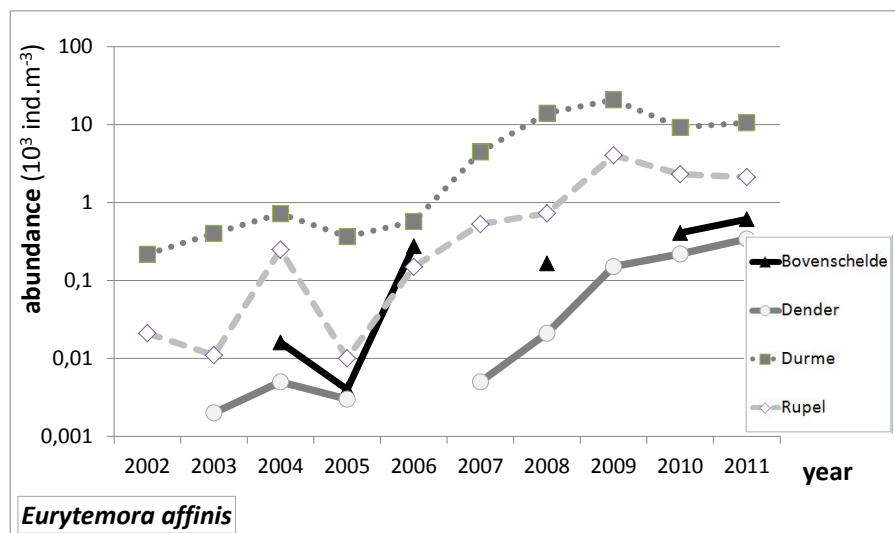


Figure 8.9. Abundance of *E. affinis* in the 4 tributaries studied.



Figure 8.10. Abundance of cyclopoid copepods in the 4 tributaries studied.

Cyclopoid copepod abundance varies from 4 till 200 ind.m⁻³ and is always highest in the Dender and occasionally comparable in the Bovenschelde (Figure 8.10). Cyclopoid abundance decreases in time in the Durme and (except for an increase in 2010) but is generally more stable over time in the other tributaries. Over the entire time series, cyclopoid abundance is > 100 ind. m⁻³.



Figure 8.11. Abundance of cyclopoid copepods in the 4 tributaries studied.

Cladoceran abundance is higher than that of *E. affinis* and cyclopoids: between 200 and 300 000 ind. m⁻³ (Figure 8.11). Cladocerans are the most abundant in the Dender and rarely exceed 100 ind. m⁻³ in the Rupel. The Durme and the Bovenschelde show Cladoceran abundance s in between. In all tributaries, abundance stays rather stable with time.

In the example of the Durme (Fig. 11), for cyclopids, we can see that the ratio: abundance in the tributary/abundance in the upstream or downstream station estuarine station, is variable from month to month, without a clear dominance of one or the other system.

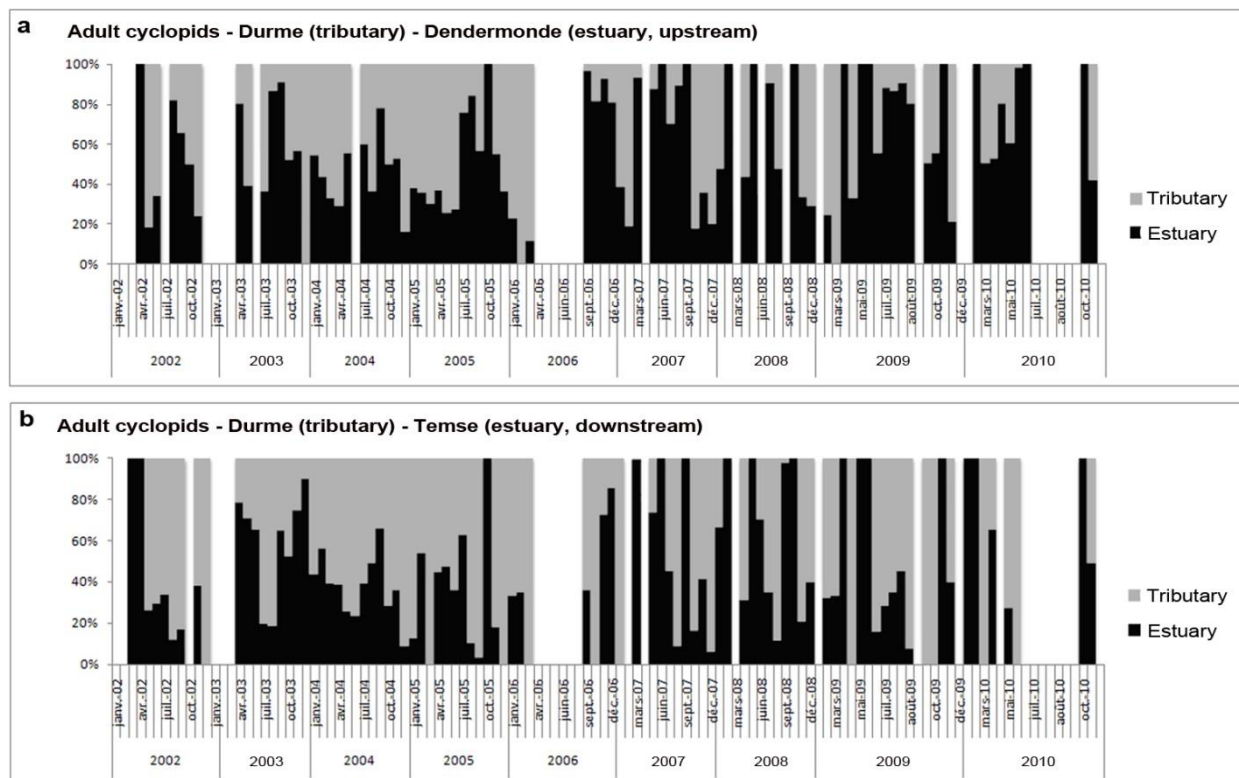


Figure 8.12. Percentage of abundance of cyclopoid adults in the tributary (example of the Durme) and in the estuary, at the upstream (a) and the downstream (b) station of the mouth of the tributary.

Table 8.1. Comparison of abundance of the different zooplankton groups in the tributary and in the estuary (considering the closest upstream and downstream station from the mouth). *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$, grey: non – significant

Tributary	Estuary station	stage C5/Adults			stage C1-C4	
		Calanoids	Cyclopids	cladocerans	Calanoids	Cyclopids
Rupel	Temse (upstream)	- ***				
	Kruikebe (downstream)		+ ***	+ **		+ **
Durme	Dendermonde (upstream)					
	Temse (downstream)			+ *		
Dender	Uitbergen (upstream)	- ***		+ **	- ***	+ ***
	Dendermonde (downstream)	- ***		+ ***	- ***	+ ***
Bovenschede	Melle (downstream)	- **				

Table 8.1 resumes the results of this type of comparison. In most cases, no significant difference in abundance is observed between the tributary and the estuary. Calanoids are in some cases more abundant in the estuary, while cladocerans and cyclopids tend to be (occasionally) more abundant in the tributaries. No clear differences are observed when comparing with upstream or downstream stations.

Table 8.2. correlation between the evolution in time of the abundance of the different zooplankton groups between the tributary and the estuary (upstream and downstream station). *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$, NS: non – significant.

Tributary	Station Estuaire	stags C5/Adults			stage C1-C4	
		Calanoids	Cyclopids	cladocerans	Calanoïdes	Cyclopids
Rupel	Temse (upstream)	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***
	Kruike (downstream)	cor+ **	NS	NS	NS	NS
Durme	Dendermonde (upstream)	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***
	Temse (downstream)	cor+ ***	cor+ ***	cor+ *	cor+ ***	cor+ ***
Dender	Uitbergen (upstream)	cor+ ***	cor+ ***	cor+ **	cor+ ***	NS
	Dendermonde (downstream)	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***
Bovenschede	Melle (upstream)	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***	cor+ ***

To verify if the abundance of the zooplankton communities in the tributaries follows the same evolution in time as the one in the estuary, abundance of the different groups was compared in both systems by Spearman – rank. Table 8.2 shows that, in practically all cases, there is a positive correlation. Only the Rupel populations do not correlate with the downstream Kruike population, except for calanoids.

8.5. Discussion and perspectives

No clear trends in abundance of any of the zooplankton groups with time were observed in the brackish water zone. On the contrary, in the freshwater zone, calanoids (dominated by *E. affinis*) increases since 2007 while the other groups (cyclopids, cladocerans and rotifers) showed lower abundances since 2007 than on average before.

While the spectacular increase in of the dominant calanoid copepod *E. affinis* in the freshwater zone, observed in 2006-2008, did not persist in 2009-2010, the species is now present over the entire OMES study zone and during most of the year. The ‘move’ of *E. affinis* to the freshwater zone has been shown to be made possible by the increasing oxygen concentration (which can be considered as a proxy for water quality) in this area (Mialet et al., 2010). However, as the water quality in the brackish zone is at present comparable (or still better) as in the freshwater zone, the question arises what is the reason for the apparent better suitability of the freshwater zone for *E. affinis*. The morphological characteristics we observed in relation to this show that, first of all, *E. affinis*’ condition has improved over the years, independently of the zone considered. Secondly, *E. affinis*’ male cephalothorax length is indeed larger in the freshwater station than in the brackish water station. However no differences between stations were observed for female cephalothorax length, nor individual dry weight or condition factor of males (dry weight not being available for females). So at present, the hypothesis of a ‘better’ condition of *E. affinis* in freshwater is partially confirmed, but more analysis (all years instead of every two years) are needed to solidify this assumption. We are also - in collaboration with Pr. S. Souissi, LOG, Wimereux, France - at present, testing the condition of *E. affinis* individuals cultured at 4 and 15 PSU to compare morphometric and physiological (gut content) variables under both conditions.

It is remarkable that - despite an apparent improving condition with time - the *E. affinis* individuals became more heavily parasitized with time. This could be explained by a higher abundance, increasing spreading risk of the epibiontes, but this would only be the case for the freshwater area. From our data, the percentage of infection at station Uitbergen is indeed high (60 -70 % of the individuals are infected compared to 45 % at Antwerpen). Also, the percentage of infection at Uitbergen was higher in 2010 than in 2008. Few literature data are available of morphologic traits in copepods, especially from freshwater estuarine habitats (Fernandez-Leborans, 2009). Ben Radhia (2010) observed a decrease in swimming activity and in mating success for *E.affinis* individuals from the freshwater area of the Seine estuary. As these observations are relatively easy to perform, and can be done on preserved samples, they offer an interesting perspective for monitoring suitability of water quality for the development of *E. affinis* populations. It would also be worthwhile to test this approach on other zooplankton groups (cyclopids, cladocerans) in the Schelde estuary.

The zooplankton communities in the tributaries are dominated by different groups in the different tributaries. Calanoids (*ie. E. affinis*) dominate in the Durme and the Rupel, while cyclopids and cladocerans dominate in the Dender and the Bovenschelde. This corresponds with the more upstream - freshwater – positioning of the Bovenschelde and the Dender, which harbor more typical freshwater organisms such as cyclopids and cladocerans. This pattern also arises from the comparison of abundances in the tributaries and the estuary, where cladocerans and cyclopids are (sometimes) more abundant in the tributary as in the estuary and the opposite is true for calanoids (*E. affinis*). Nevertheless, we also observe an increase with time of *E. affinis* abundance in all tributaries. So the spreading of this species to the freshwater zone of the estuary is apparently paralleled by an increase in its abundance in the upstream tributaries. This is not surprising, as the species has been shown to invade freshwater systems at a substantial scale (Lee et al., 1999; Lee et al., 2003).

Moreover, the evolution between 2002 and 2010 of the zooplankton communities in the tributaries follows that observed in the estuary. This suggests that either the sources of the populations of the tributaries are the estuarine populations, or the other way around. It could also suggest that the results of management efforts to improve water quality in the Schelde occur in phase in both the watershed tributaries and the estuary, that there is - as far as zooplankton is concerned - no strong differentiation due to specific development conditions in the estuary.

In conclusion, the zooplankton community of the Schelde estuary clearly changes in time and space at a scale above (yearly) random variability. Most apparent is the development of the calanoid copepod *E. affinis*, which is now present over the entire OMES study area. Our present report has also shown that the zooplankton community in the main tributaries of the Schelde is highly abundant, and strongly related to the one in the estuary. This finding seems worthwhile considering in a watershed - management context.

8.6. Acknowledgements

This research was conducted within the framework of OMES (Onderzoek Milieu–Effecten Sigmaplan financed by the Flemish Administration for Waterways and Maritime Affairs “ZeeScheldt division”) and coordinated by ECOBE, University of Antwerpen. We are indebted to the crews of the vessels Veremans and Scaldis I for assistance during sampling.

8.7. References

Amoros, C., 1984. Crustacés Cladocères. Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon. 72-145.

- Ben Radhia-Souissi, A., 2010. Etude de la plasticité reproductive et de la morphologie d'un copépode estuarien : comparaison intercontinentale. PhD thesis. Université Lille 1. 221 pp.
- Dussart, B., 1967, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 500 pp.
- Dussart, B., 1969, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 292 pp.
- Einsle, U., 1996, Copepoda: Cyclopoida - Genera *Cyclops*, *Megacyclops*, *Acanthocyclops* -. SPB Academic Publishing, 83 pp.
- Fernandez-Leborans, G., 2009. A review of recently described epibioses of ciliate protozoa on crustacea *Crustaceana* 82: 167-189.
- Karaytug, S., 1999, Genera Paracyclops, Ochridacyclops and key to the Eucyclopinae. Backhuys Publishing, 217 pp.
- Kiefer, F., 1978, Das Zoöplankton Der Binnengewässer. 2 Teil. 343 pp.
- Koste, W., 1978, Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Lee, C. E. & M. A. Bell, 1999. Causes and consequences of recent freshwater invasions by saltwater animals, *TREE* 14.
- Lee, C. E., J. L. Remfert & G. W. Gelembiuk, 2003. Evolution of physiological tolerance and performance during freshwater invasions, *Integr. Com. Biol.* 43: 439-449.
- Margaritora, F. G., 1985, Cladocera. Edizioni Calderini, Bologna, 399 pp.
- Mialet, B., F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, P. Ruiz, M. Lionard, S. Van Damme, A. Lecerf, K. Muylaert, N. Toumi & M. Tackx, 2010. Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium), *Est. Coast. Shelf Sci.* 88: 116-124.
- Pontin, R. M., 1978, A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association Scientific Publication, Kendal, 178 pp.
- Pourriot, R. & A.-J. Francez, 1986. Rotifères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 148-176.
- Ruttner-Kolisko, A., 1972. Rotatoria. In Schweizerbart'sche, E. (ed.), Das Zooplankton der Binnengewässer. Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 118-131.
- Segers, H., 1995, Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta). SPB Academic Publishing, The Hague, 226 pp.
- Tackx, M., F. Azémar & S. Boulêtreau, 2004. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozooïplankton. Verslag 2002 - 2003. 19pp.
- Ueda, H., 2003, Copepoda: Cyclopoida. Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*. Backhuys Publishing, 317 pp.

Hoofdstuk 9. Opwaardering van de OMES databank

Elien Dewitte
Annelies Goffin

Eindverslag voor deelstudie 7, periode 2010-2011

Flanders Marine Institute/ Vlaams Instituut voor de Zee VLIZ
Marine & Coastal Research & Management in Flanders

Dir. Jan Mees

9.1. Inleiding

De OMES databank werd actueel gehouden door het toevoegen, kwaliteitscontroleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2010-2011. Partners leveren data aan in een dataformaat die een semi-automatische import van gegevens toelaat.

Aan de volgende activiteiten werd gedurende 2011 verder aandacht besteed:

- Databank
 - Verder uitwerken dataformats
 - Toevoegen van gegevens
 - Extractie db uit IMERS
 - Exports voor partners
- Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking

9.2. Databank

9.2.1. Toevoegen van gegevens aan de databank

- opvragen en importeren van data in IMERS
- kwaliteitscontrole niveau 1 : doubles, missing data, irregularities
- identificeren gaps in data
- 13 uurscycli: screenen missende datasets + import

De OMES databank wordt continu verder aangevuld met nieuwe monitoringsgegevens. Dankzij de nieuwe gestandaardiseerde dataformaten (sinds 2010) is het nu mogelijk om snel en eenvoudig de data toe te voegen aan de databank. Deze dataformaten worden ook bijgewerkt op vraag van de partners of wanneer nieuwe parameters nodig zijn.

In tabel 9.1 wordt een overzicht gegeven van alle gebruikte parameters sinds 2007, waarbij deze opgelijst werden per instituut.

Table 9.1. Parameters gebruikt de laatste 5 jaar, per partnerinstituut (maandelijkse metingen en 13uursmetingen)

Parameters	Instituut	2007	2008	2009	2010	2011
------------	-----------	------	------	------	------	------

Density of zooplankton	LEH	x	x	x	x	x
P_{max}^B	NIOO			x	x	
α	NIOO			x	x	
E_k	NIOO			x	x	
Daily primary production	NIOO			x	x	
Annual primary production	NIOO			x	x	
Alloxanthine	PAE	x	x	x	x	x
Antheraxanthin	PAE			x	x	x
b-carotenoid	PAE	x	x	x	x	x
Chlorophyll b	PAE	x	x	x	x	x
Chlorophyll a	PAE	x	x	x	x	x
Chlorophyll a+	PAE	x	x			
Chlorophyll a++	PAE	x	x			
Chlorophyll c2	PAE	x	x	x	x	x
Chlorophyllide a	PAE	x	x			
Diadinoxanthin	PAE	x	x	x	x	x
Diatoxanthin	PAE	x	x	x	x	x
Fucoxanthine	PAE	x	x	x	x	x
Luteine	PAE	x	x	x	x	x
Neoxanthin	PAE	x	x	x	x	x
Peridinine	PAE	x	x	x	x	x
Phaeophorbid	PAE			x		
Phaeophytin a	PAE	x	x	x	x	x
Phytoplankton Carbon	PAE	x	x	x		
Prasinoxanthin	PAE		x	x	x	x
Pyropheophytin a	PAE				x	
Violaxanthin	PAE	x	x	x	x	x
Zeaxanthin	PAE	x	x	x	x	x
5-day BOD without N-serve	UA	x	x	x	x	x
Ammonium-N	UA	x	x	x	x	x
Biogenic Silica	UA	x	x	x	x	x
Chloride	UA	x	x	x	x	x
Chlorophyll a	UA	x	x	x	x	x
Dissolved Organic Carbon	UA	x	x	x	x	x
Dissolved Silica	UA	x	x	x	x	x
Kjehldal nitrogen	UA	x	x	x	x	x
Nitrate-N	UA	x	x	x	x	x
Nitrite-N	UA	x	x	x	x	x
Oxygen	UA	x	x	x	x	x
Oxygen saturation	UA	x	x	x	x	x
pH	UA	x	x	x	x	x
Phaeopigments	UA				x	x
Phosphate-P	UA	X	x	X	x	x
Specific Conductivity	UA	X	x	X	x	x
SPM	UA	X	x	X	x	x

Sulphate	UA	X	x	X	x	x
Temperature	UA	X	x	X	x	x
Total Organic Carbon	UA					x
Total Phosphorus	UA	X	x	X	x	x
Alkalinity	ULB	X	x	X		
Chlorophyll a	ULB	X	x	X		
Dissolved Inorganic Carbon	ULB	X	x	X		
Dissolved oxygen	ULB		x			
euphotic depth	ULB	X	x	X		
Fluorescence	ULB		x			
Light attenuation coefficient	ULB	X	x	X		
PBMax	ULB	X	x	X		
Oxygen	ULB	X	x	X		
Oxygen saturation	ULB	X	x	X		
pH	ULB	X	x	X		
Phaeopigments	ULB	X	x	X		
Photosynthetic efficiency (gamma)	ULB	X	x	X		
Salinity	ULB	X	x	X		
Specific Conductivity	ULB	X	x	X		
SPM	ULB	X	x	X		
Temperature	ULB	X	x	X		
Turbidity	ULB	X	x	X		
Carbon-to-Nitrogen Ratio	VUB-ANCH	X	x	X	x	x
d13C DIC	VUB-ANCH	X	x	X	x	x
Particulate Nitrogen	VUB-ANCH	X	x	X	x	x
Particulate Organic Carbon	VUB-ANCH	X	x	X	x	x
Total Alkalinity	VUB-ANCH	X	x	X	x	x
Current speed	VUB-Hydro			X	x	x
Light attenuation coefficient	VUB-Hydro			X	x	x
Oxygen	VUB-Hydro	X	x			
Oxygen saturation	VUB-Hydro	X	x			
PBDE 75	VUB-Hydro	X				
pH	VUB-Hydro	X	x			
Salinity	VUB-Hydro	X	x	X	x	x
Specific Conductivity	VUB-Hydro	X	x	X	x	x
SPM	VUB-Hydro	X	x	X	x	x
Temperature	VUB-Hydro	X	x	X	x	x
Turbidity	VUB-Hydro	X	x			

Data aanlevering gebeurt soms niet volgens de driemaandelijke termijn omwille van een intensieve verwerkingsperiode van de stalen of omdat bepaalde parameters berekend dienen te worden aan de hand van meetwaarden van andere partners

Er werd een grafiek opgesteld met het aantal toegevoegde gegevens per type data tot eind 2011. Continue data vormen uiteraard de grootste groep data, samen met de historische data.

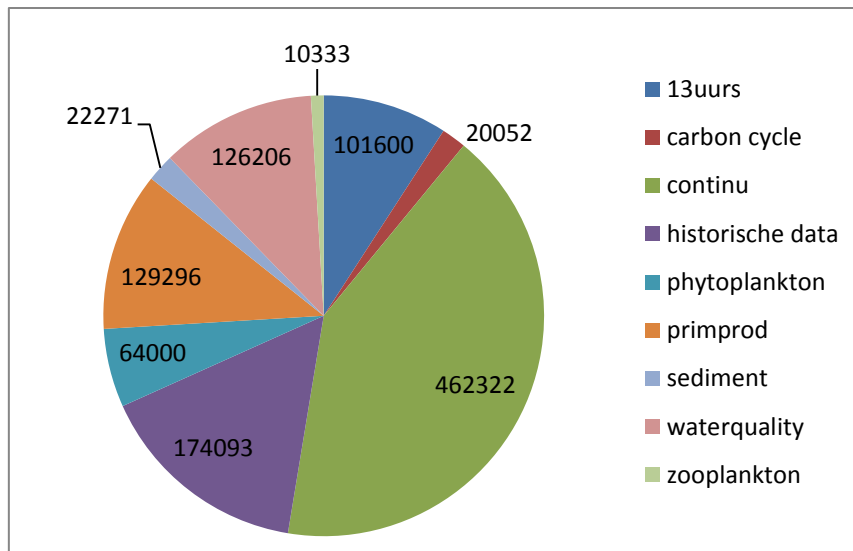


Figure 9.1. Verdeling datatypes

Dataformaten en files die opgenomen werden in de databank worden gearchiveerd in het Marien Data Archief onder de context OMES. (<http://mda.vliz.be>)

9.2.2. Extractie db uit IMERS

Door het VLIZ werd een access -databank ontwikkeld waarmee op een gebruiksvriendelijke manier de volledige OMES-dataset te bevragen is. De inhoud van deze databank bestaat uit een extractie van de OMES-gegevens uit het IMERS-datasysteem van het VLIZ. Hierbij worden sommige parameterwaarden geconverteerd om aan een standaardunit te voldoen (mg/l-mmol/l). Externe data tabellen kunnen gemakkelijk opgeladen en gelinkt worden aan de OMES data zodat deze mee beschikbaar worden voor analyse cfr VMM data.

De databank kan echter niet gebruikt worden om zelf nieuwe data in te voeren. Data invoer en beheer blijft één van de taken binnen het datamanagement van het OMES project en wordt dus door het VLIZ uitgevoerd. Op regelmatige basis of op aanvraag zal een update van de OMES-databank uitgevoerd worden.

9.2.3. Exports

Vliz voerde in 2011 een 5-tal exports uit voor de verschillende partners, om een analyse te doen van de resultaten. Deze data werd na de aanvraag zo snel mogelijk aangeleverd. Ook deze exports vallen onder de taken van het datamanagement binnen het OMES-project.

Ugent Pae	waterkwaliteit parameters voor zomer Uitbergen
Deltares	Zooplanktondata tijdsreeks vanaf 2006
Student	1996-2003:zooplankton, phytopl, chla, nutrienten
NIOO	Kd en chla
W&Z	SPM 2000-2010

9.2.4. Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking

Het nieuwe gezamenlijke onderzoeks -en monitoringsprogramma rond de langetermijnvisie Schelde-estuarium, gelanceerd in 2009, beoogt een sterkere samenwerking tussen de Vlaamse en Nederlandse overheid. Hiervoor werd een nieuwe werkingstructuur werkgroep Onderzoek en Monitoring (O&M) uitgewerkt. Het OMES-project valt binnen dit onderzoeks- en monitoringsprogramma en alle data verzameld binnen dit project wordt beschikbaar gesteld voor de rapportering en evaluatie langetermijnvisie Schelde-estuarium. VLIZ bouwde een dataportaal uit binnen het project Scheldemonitor (<http://www.scheldemonitor.org>) waar alle datasets die binnen het monitoringsprogramma verzameld worden alsook oudere datasets relevant voor de evaluatie en beschreven binnen de langetermijnvisie Schelde-estuarium samengebracht worden in een beveiligd platform. Aangezien VLIZ verantwoordelijk is voor het beheer van de OMES-databank, neemt ze ook de transfer van de gegevens naar dit dataportaal alsook de aanlevering naar de opdrachtgever en -nemer voor zijn rekening..

Hoofdstuk 10. Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

T. Maris
L. Oosterlee
J. Teuchies
W. Vandenbruwaene
S. Jacobs
O. Beauchard
S. Temmerman
P. Meire

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOB), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

10.1. Inleiding

Onderzoek naar de effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden, en in het bijzonder op gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij, vormen de kerntaak van deeltaak 8.

Sinds 2006 is de klemtoon van het onderzoek van deeltaak 8 verschoven naar het pilootproject Lippenbroek. Het onderzoek in de mesocosmosopstelling te Wilrijk werd afgebouwd, en is sinds 2009 geen onderdeel meer van het OMES onderzoek.

Nieuw sinds 2010 is de monitoring in Burchtse Weel. Deze aantakking werd als mitigerende maatregel in het kader van de Oosterweelverbinding door W&Z gebouwd in opdracht van BAM.

Het doel van deze deelstudie en een gedetailleerd monitoringsopzet voor Lippenbroek staat uitvoerig beschreven in voorgaande Omes rapporten. In deze inleiding wordt daarom enkel het verschil tussen een klassiek GGG zoals Lippenbroek en een aantakking zoals Burchtse Weel nader toegelicht.

10.1.1. Burchtse Weel: achtergrond

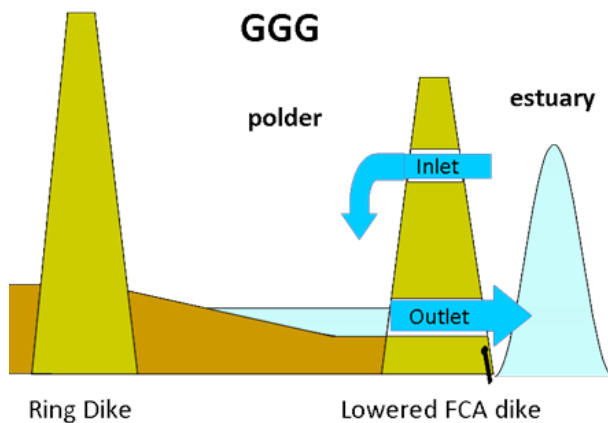
De slikken en schorren van de Beneden Zeeschelde zijn beschermde habitats (Habitat Richtlijn). Werkzaamheden in de Zeeschelde mogen dus geen negatieve invloed hebben op deze beschermde habitats, en bij verlies is compensatie noodzakelijk. Burchtse Weel kadert in die verplichtingen en heeft als doel het creëren van estuariene natuur (slikken en schorren), als mitigerende maatregel voor tijdelijke verliezen bij de aanleg van een tunnel onder de Schelde door BAM.

De term estuariene natuur is echter breed. Er is voor Burchtse weel geen duidelijke visie over welk type estuariene natuur wordt nagestreefd. De weel werd via een sluizensysteem in open verbinding gesteld met de Schelde, waardoor getij terug kan spelen in het gebied en de Burchtse weel dus als 'estuaria' kan bestempeld worden. Aangezien bij de tunnelwerken vooral een verstoring van de slikken zal optreden, is vermoedelijk het tijdelijk creëren van slikhabitat voldoende voor BAM als mitigerende maatregel.

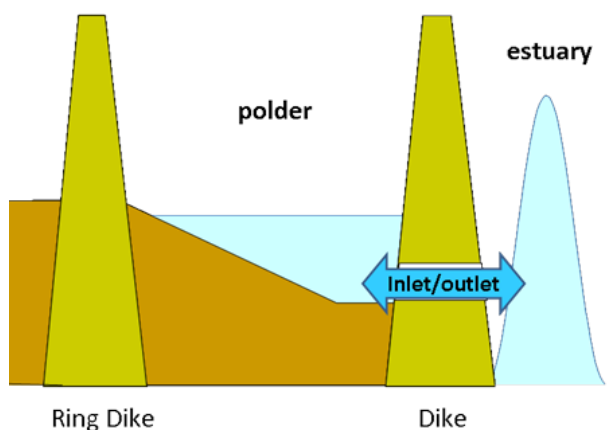
10.1.2. Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking Burchtse Weel

Lippenbroek is een GGG: gecontroleerd gereduceerd getij. Een GGG heeft een hoge inlaatsluis en een lage uitlaatsluis. Door middel van de sluisen wordt het getij drastisch gereduceerd. Dit betekent voor Lippenbroek een reductie van ca 3 meter voor de hoogwaters in de polder ten opzichte van de Schelde. Bij die reductie blijft echter het verschil in waterstand tussen springtij en doodtij behouden. Bij doodtij komt er nauwelijks water in een GGG, bij springtij veel. Het springtij-doodtij verschil is een belangrijke eigenschap van natuurlijke slik-schorsystemen en van groot belang voor het ontwikkelen van een functioneel en divers schorrenlandschap.

Bij Burchtse Weel wordt in hoofdzaak maar 1 constructie gebruikt voor in- en uitlaat: een laag geplaatste sluis. In Burchtse Weel wordt hierdoor de tijhoogte en de tijamplutue amper gereduceerd. Verschil tussen springtij en doodtij wordt een beetje gedempt. Burchtse Weel mag daarom geen echt GGG genoemd worden. Aantakking is een betere term. Ook de Engelse term Regulated Tidal Exchange (RTE) is een gebruikte term voor gebieden waar op een gelijkaardige, gecontroleerde wijze getij wordt toegelaten.



Figuur 10.1 Sluisprincipe bij een GGG (Lippenbroek)



Figuur 10.2 Sluisprincipe bij de aantakking Burchtse Weel

Het afwijkende sluisconcept zorgt voor grote verschillen tussen Lippenbroek en Burchtse Weel. Voor een vergelijkbare overstroomde oppervlakte, wordt in Burchtse Weel ongeveer 10 maal meer water uitgewisseld. Overstromingshoogte, duur en frequentie verschilt sterk ten opzichte van Lippenbroek. Modellen en kennis over de evolutie van GGG's zijn daarom niet zomaar toepasbaar op Burchtse Weel. Andere overstromingsfrequenties kunnen leiden tot andere

vegetatiepatronen. Ook sedimentatie en erosiepatronen zijn anders. Als het tijvolume in Burchtse Weel 10 maal groter is, is de instroom van zwevende stoffen ook veel groter en zal de weel ook sneller opslibben. Maar vormt dit een goed substraat voor een rijke bodemdierengemeenschap? Hoe troebel wordt het water van de Burchtse Weel? Heeft dit een invloed op de algengroei? En bijgevolg op de zuurstofhuishouding in het gebied? Hoe reageert bodemleven en vis hierop? Kortom een hele reeks vragen die essentieel zijn om het succes van het herstelproject in te schatten.

In de eerste maanden na introductie van het getij in de weel, werd een zeer snelle sedimentatie vastgesteld (om sommige plaatsen 1 cm/dag). Zo'n snelle sedimentatie met slib leidt niet tot de ontwikkeling van een rijk estuarien ecosysteem, maar tot een moddervlakte waarop zelf steltlopers niet kunnen lopen. Bodemleven is beperkt, de ecologische waarde gering. Door een probleem met oude infrastructuur aan de rand van het gebied, werd de toegang voor het getij tijdelijk afgesloten, en staat het gebied tot op heden terug los van het estuarium.

Met het oog op het terug openstellen van de Burchtse Weel en het latere beheer, werd een basis monitoringsprogramma opgestart, binnen het kader van OMES.

10.2. Studie van de Burchtse Weel

10.2.1. Inleiding

Burchtse Weel is een projectgebied tussen de linkeroever van de stad Antwerpen en Burcht ($51^{\circ}12'24''\text{N}$; $4^{\circ}21'30''\text{O}$) (Figuur 10.3). Deze voormalige weel, welke in de 19e eeuw ontstaan is door een dijkdoorbraak, was vóór de constructiewerkzaamheden een recreatiegebied.



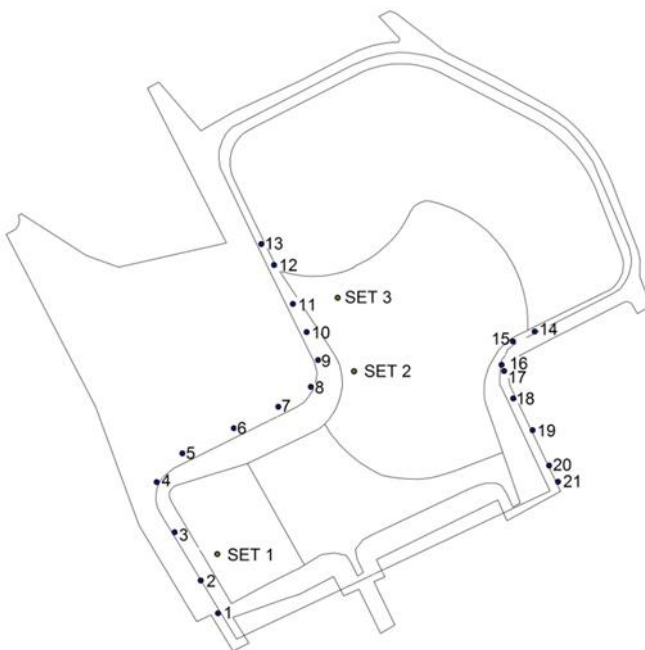
Figuur 10.3 situering van het projectgebied Burchtse Weel. Afbeelding uit BAM-rapport “Project “Herinrichting Burchtse Weel” te Linkeroever Antwerpen in het kader van de aanleg van de Oosterweelverbinding. Verzoek tot ontheffing milieueffectrapportage, definitieve versie februari 2006”.

De nieuwe sluisen van Burchtse Weel naar de Schelde zijn 21 januari 2011 opgezet. Wegens technische problemen met een oud sluisje/riool zijn op 15 juli 2011 de sluisen weer gesloten. Inmiddels zijn de technische problemen opgelost, maar zijn de sluisen nog steeds gesloten.

In het kader van OMES werd een beperkt monitoringsprogramma opgestart, in hoofdzaak om de snelle sedimentatieproblematiek op te volgen. Verder wenst de studie na te gaan op welke wijze de Burchtse Weel optimaal beheerd kan worden, wanneer terug getij wordt toegelaten in het gebied. Terug de origineel ingestelde tijslag toelaten, leidt niet tot waardevolle, functionele estuariene natuur op korte termijn, en de kans op succes op lange termijn is zeer twijfelachtig. Deze studie gaat verschillende opties verkennen om het gebied te laten ontwikkelen tot waardevolle functionele natuur. Bij estuariene natuur is de drijvende kracht achter de ecologische ontwikkeling het getij. Het uitgewisselde volume water (en zwevende stof), de overstromingsfrequentie, -duur en -hoogte zullen determinerend zijn voor de ontwikkeling van het gebied. Deze studie richt zich dan ook op de verschillende opties om het getij in te stellen, en de potenties die dat biedt voor estuariene natuur, rekening houdend met de specifieke randvoorwaarden van het gebied. Dat zal in het komende jaar onderzocht worden. In eerste instantie werd een opvolging van de huidige situatie in kaart gebracht.

10.2.2. Sedimentatie- en erosieprocessen

Begin april 2011 heeft de UA meetinstallaties (SET; Surface Elevation Table) op 3 locaties in de voormalige weel geplaatst, gebaseerd op verschillende hoogteliggingen. Figuur 10.4 is een plattegrond van de BW, gebaseerd op de kaart van de aannemer, met daarin de locaties van de 3 SET's weergegeven. Set 2 heeft een lage hoogteligging, set 1 een gemiddelde en set 3 een hoge hoogteligging.



Figuur 10.4 Kaart van Burchtse Weel, gebaseerd op bouwplannen, met aanduiding van de meetplaatsen. SET 1 t/m 3 zijn de locaties waar de sedimentatie in detail wordt gemeten. De andere punten (1 t/m 21) zijn meetnagels in de dijk, welke gebruikt worden voor metingen met een laser Total station (Sokkia). De referentienagels in de dijk zijn ingemeten met een dGPS (Leica GS10) met een meetnauwkeurigheid van 1 tot 2 cm.

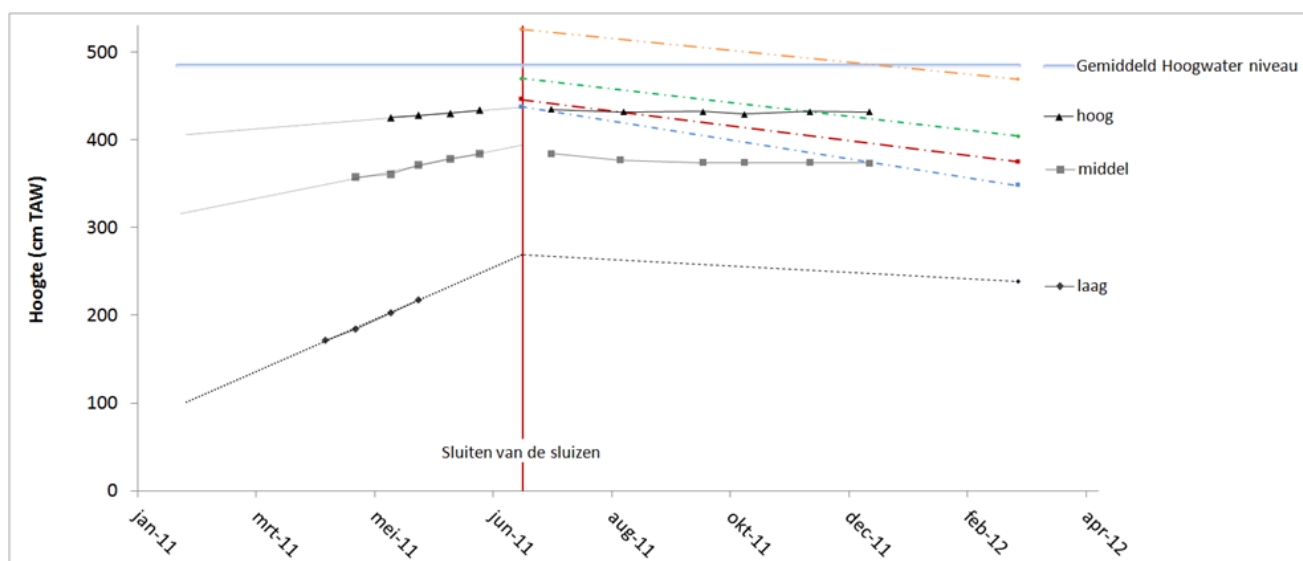
Figuur 10.5 geeft de gemeten hoogteliggingen op de locatie van de SET's (laag, middel, hoog) weer ten opzichte van het gemiddeld hoogwaterniveau in BW gemeten met de nauwkeurige SET-methode. Voor details van deze methode wordt verwezen naar OMES-rapport (Maris et al., 2008). Door de gemeten waarden op de SET-locaties is een trendlijn getrokken om een geschatte waarde te geven voor de hoogte van het sediment ten tijde van het sluiten van de sluizen op 15

juli 2011. Nadien heeft er geen opslibbing meer plaatsgevonden, enkel inklinking of compactie van het sediment. Deze inklinking is duidelijk groter op de locaties waar meer opslibbing heeft plaatsgevonden (de initieel hooggelegen sites).

Wanneer de gemeten hoogteveranderingen omgezet worden naar sedimentatiesnelheden per jaar, komt dit overeen met: laag 2,7 m/jaar, gemiddeld 1,5 m/jaar en hoog 0,69 m/jaar. Dit zijn enorm hoge snelheden die nog nooit elders zijn gemeten. Daarnaast is duidelijk te zien dat de laaggelegen locatie sneller opslibt dan de hoger gelegen locaties.

Na eind mei is de laagste SET niet meer waargenomen; deze is bedolven onder het sediment. Figuur 10.6 is genomen op 14 mei; hierop zijn nog net de twee banken waar te nemen.

De SET-methode is uiterst geschikt om hoogteveranderingen tot op 2 mm nauwkeurig te meten. Echter, door de hoge opslibbing is deze methode niet noodzakelijk te gebruiken, maar is gekozen voor een aanvullende, minder nauwkeurige methode van markerpalen. Markerpalen zijn PVC-buizen met een bevestigd meetlint welke vanaf de dijk af te lezen is. Op deze manier hoeft het gebied niet betreden te worden om toch de hoogteveranderingen van het sediment op die locatie te monitoren. In juni zijn verschillende markerpalen in het gebied geïnstalleerd. De eerste meting heeft plaatsgevonden op 14 juli, waardoor de palen enkel de compactie van het sediment op die locaties weergeeft. In Figuur 10.5 zijn de hoogteveranderingen van 4 markerpalen weergegeven in gekleurde lijnen (geel, groen, blauw en rood).



Figuur 10.5 Hoogteveranderingen in de Burchtse Weel in meter TAW tussen januari 2011 en april 2012. Hoog, middel en laag zijn de gemeten hoogteliggingen op de locaties van de 3 SET's. De 4 gebroken, gekleurde lijnen zijn markerpalen. De dikke blauwe lijn is het gemiddeld hoogwater niveau in de burchtse weel gebaseerd op metingen uitgevoerd aan de sluizen in de maand februari 2011. De verticale rode lijn is de datum 15 juli, waarop de sluizen zijn gesloten.



Figuur 10.6 Foto van burchtse Weel op 14 mei 2011, genomen vanaf punt 8 in de richting van SET 2

Tussen april en juli bestond het nieuw aangeslibd sediment voor 300% uit water. Dit was ook duidelijk waar te nemen: de Burchtse Weel was een vloeibaar modderbad (Figuur 10.6). Er was wel enige kreekvorming, welke cruciaal is voor o.a. drainage van het sediment. Waarschijnlijk door de grote dynamiek van het systeem en door de korte tijdsduur heeft zich niet echt een krekensysteem kunnen vormen, waardoor het sediment niet dreineerde.

10.2.3. Fauna en flora

In dit sediment waren invertebraten bijna niet in staat de modder te koloniseren; enkel langs de randjes van de ondiep gevormde kreekjes, waar enige drainage plaatsvond, werden benthische invertebraten waargenomen. Ook zagen we dat vogels, zoals de kluut enkel in deze zones foerageerden. De overige stukken waren zeer waarschijnlijk te waterverzadigd, waardoor er bijna geen zuurstof in het sediment kon binnendringen, waardoor leven van hogere organismen en kolonisatie ervan werd verhinderd. Dit geldt ook voor plantengroei: de waargenomen planten in de BW waren planten die er al stonden voordat de sluizen opengezet werden. Het grootste deel van deze planten stierf langzaam af. Alleen planten op hogere delen konden overleven.

10.2.4. Na de sluiting van de sluizen

Na de sluiting zijn we de SET's blijven meten. In die tijd is er inklinking van het sediment waargenomen. Het oppervlak van de middelhoge SET (1) is met 11 cm gedaald, die van de hoge SET (3) met 5 cm tussen 15 juli en eind maart 2012.

De drainering van het sediment dat tussen januari en juli is afgezet, is na de sluiting van de sluizen verbeterd waardoor het sediment enorm gecompecteerd is. De drainage is duidelijk terug te zien aan de vorming van krekensindsdien; er waren bijna geen kreekjes waar te nemen in juli, terwijl nu in de Weel duidelijk diepe krekens zich hebben gevormd (Figuur 10.9). Bijgevoegde foto's in Figuur 10.7 en Figuur 10.8 geven de toestand weer voor en na het sluiten van de sluizen, waarbij de uitslijting van de krekens en het uitdrogen van het sediment duidelijk te zien is.



Figuur 10.7 foto's genomen vanaf locatie 10 in de richting van het fietspad ten oosten van punt 14. Foto boven: 7 juni 2011; foto onder: 14 oktober 2011. De vaag gevormde krekken zijn duidelijk meer uitgesleten na het sluiten van de sluizen.



Figuur 10.8 foto's genomen vanaf locatie 6 in de richting van de Schelde. Foto boven: 14 mei 2011; foto onder: 21 maart 2012. De vaag gevormde krekken zijn duidelijk meer uitgesleten na het sluiten van de sluizen.



Figuur 10.9 foto genomen vanaf het midden van de BW in de richting van SET 2 op 21 maart 2012. Kreken in het gebied zien er momenteel zo uit.

10.2.5. Visie voor de toekomst?

In de komende jaren zal een visie voor de toekomst voor Burchtse Weel uitgewerkt worden. Als eerste randvoorwaarde zal het advies van OVAM beschouwd moeten worden, ivm de aanwezige vervuiling in het gebied. Gesteld dat er maatregelen nodig zijn in Burchtse Weel, kan dit een grote invloed hebben op de inrichting. Omdat hierover momenteel nog geen duidelijkheid is, kunnen we daar nog geen uitspraak over doen.

Indien geen ingrijpende maatregelen nodig zijn ivm de aanwezige vervuiling, zijn er ook verschillende opties:

1. minimaal ingrijpen: enkel de instelling van het getij via de bestaande infrastructuur aanpassen.
2. Sluisaanpassingen: de huidige sluisen aanpassen om beter het getij te kunnen manipuleren

3. Morfologische aanpassing: grondwerken op het terrein, om het overstromingsregime aan te passen.
4. Een combinatie van bovenstaande opties

Minimaal ingrijpen

Door kokers te openen of te sluiten, eventueel gedeeltelijk, kan het getij bijgestuurd worden. Omdat de sluizen echter weinig aanpassingsmogelijkheden hebben, zijn de vrijheidsgraden om het getij, en dus de gehele ecologische ontwikkeling te sturen, beperkt. In deze studie zal nagegaan worden welke sluissturingen mogelijk zijn en welke potenties dit biedt voor de ontwikkeling van estuariene natuur. Een mogelijke piste is te kiezen voor een gecontroleerde aanslibbing van de Burchtse Weel, op een zodanig tempo dat de morfologische en biologische ontwikkeling zo goed als mogelijk kunnen doorgaan. Deze studie voor verschillende opties van sluissturing moet het verwachte eindbeeld schetsen, met aanduiding van de onzekerheid op het bereiken van dit eindbeeld.

De optie van minimaal ingrijpen vereist geen extra investeringen en is dus veruit de goedkoopste optie, die ook meteen kan doorgevoerd worden. Ze biedt wellicht niet het meest gewenste resultaat, zelf niet op korte termijn, maar kan wel toegepast worden in afwachting van meer complexe oplossingen zoals sluisaanpassingen of morfologische aanpassingen. Scenario's waarin de optie van minimaal ingrijpen wordt gehanteerd als opstap naar een meer ingrijpende oplossing, zullen daarom mee beschouwd worden.

De verschillende mogelijkheden zullen in detail beschouwd worden, zodat BAM over een helder advies beschikt om op korte termijn Burchtse Weel zo efficiënt mogelijk te beheren en W&Z een inzicht krijgt over de mogelijkheden op langere termijn.

Sluisaanpassingen

De huidige sluizen laten niet veel sturing toe. Kleppen op de sluizen, vergroot meteen de mogelijkheden. Zo kunnen 1 of meerdere kokers enkel voor instroom gebruikt worden, terwijl alle kokers als uitlaat blijven fungeren. Dit garandeert een betere drainage van het gebied, en laat ook een fijnere sturing van het getij mogelijk. Verschillende mogelijkheden voor sluissturingen, openen of sluiten van kleppen, schotbalken, .. zullen verkend worden.

De studie van de optie “sluisaanpassingen” is verkennend: ze moet de nodige informatie verschaffen om een gefundeerde keuze te maken voor het te voeren beleid. Op basis van deze studie, kunnen nadien bepaalde sluisaanpassingen in detail uitgewerkt worden tot een concreet plan (bouwplan voor de sluisaanpassing, gedetailleerde hydrodynamische modellering voor het in te stellen getij). Dit laatste vormt geen onderdeel van deze offerte.

Morfologische aanpassingen

Door het terrein anders te profileren, kan het water zich anders verdelen en kunnen uitgewisselde volumes water (en zwevende stof), de overstromingsfrequentie, -duur en -hoogte beïnvloed worden. Uiteraard is dit een zeer drastisch ingrijpen, en deze maatregel wordt best tot een minimum beperkt. Maar deze maatregel biedt wel mogelijkheden om de oppervlakte aan effectieve estuariene natuur binnen de dijken rond het gebied, aanzienlijk uit te breiden. Nu wordt immers met de huidige morfologie, een groot deel van het gebied niet blootgesteld aan de werking van het getij. Een gedeeltelijke verlaging van de noordoostelijke hoek van het terrein, kan de oppervlakte effectieve estuariene natuur wellicht verdubbelen. Bovendien biedt een uitbreiding van het kombergend vermogen van het gebied ook beter opties voor het ganse gebied om een goed krekensysteem te ontwikkelen.

Wellicht ligt de meest optimale oplossing in een combinatie van bovenstaande opties. Bijvoorbeeld in eerste fase starten met de eertse optie “minimaal ingrijpen” in afwachten van meer structurele aanpassing van de sluizen (tweede optie), die er reeds voorziet in mogelijke aanpassing van de morfologie op latere datum.

10.3. Lippenbroek

10.3.1. Inleiding

Het Lippenbroek onderzoek loopt nu reeds 6 jaar. Verschillende van de onderzoeksresultaten werden intussen voorgelegd ter publicatie in internationale vakliteratuur, of zijn intussen gepubliceerd. In dit hoofdstuk worden daarom reeds verschillende resultaten van de voorbije 4 jaar geïntegreerd en gebundeld, indien mogelijk in de vorm van een onderzoeksartikel.

10.3.2. Nederlandstalige samenvatting “Beauchard et al., 2011. A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials”.

De beperkte mogelijkheden om een geschikt getijdenregime te ontwikkelen in polders vormt een belangrijk probleem voor het herstellen van estuariene habitat. Het gecontroleerd gereduceerd getijdensysteem (GGG; in Engels CRT) wordt verondersteld om dit probleem te omzeilen. Als een onderdeel van een estuarien beheersplan welke bescherming tegen overstromingen combineert met herstel van getijdennatuur werd het eerste GGG-systeem geïmplementeerd in de zoetwaterzone van het Schelde-estuarium. Het onderstaand artikel demonstreert het hydrologische functioneren van het GGG, gebaseerd op 4 jaar monitoring op hoge frequentie van dit GGG en het aangrenzende estuarium.

De getijdenkarakteristieken welke met deze techniek tot stand worden gebracht, zijn geschikt voor de korte en lange termijn, met een voortzetting van doottij-springtij variatie. In zowel het GGG als het estuarium werd de ruimtelijke en temporele variatie van verschillende hydrologische beschrijvende factoren vergeleken. Ondanks een paar kleine hydrologische afwijkingen van het estuariene patroon sluit niets een geschikt ecosysteemkenmerk in het GGG uit.

De mogelijke invloeden van een GGG-specifieke hydrologie op ecologie en estuarien herstel worden besproken. Het herstellervermogen van een GGG-systeem blijkt bijzonder relevant voor schorren in vroege successiestadia; deze habitats ontbreken vaak in ingedijkte estuaria. Daarnaast biedt het een robuuster en adaptief alternatief voor andere systemen. Er zou dan ook vaker gepleit moeten worden voor GGG-systemen in estuarien herstel.

10.3.3. “A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials”

Olivier Beauchard^{a,*}, Sander Jacobs^{a,b}, Tom J.S. Cox^{a,c}, Tom Maris^a, Dirk Vrebos^a, Alexander Van Braeckel^d, Patrick Meire^a

a University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, Belgium

b Flanders Hydraulics, Berchemlei 115, 2140 Antwerpen, Belgium

c Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Centre for Estuarine and Marine Ecology POB 140, 4400 AC Yerseke, The Netherlands

d Research Institute for Nature and Forest, Kliniekstraat 25, 1070 Brussel, Belgium

Ecological engineering 37(2011)(11):1849-1858.

I. Introduction

The worldwide extent of tidal marshes has greatly decreased, primarily due to large-scale embankments for agriculture, industrial and urban developments. More recently, the combination of increasing sea level and maintenance of hard defenses has caused coastal squeeze (Doody, 2004): tidal marshes, which would normally retreat landwards to maintain overall extent, encounter solid structures and are eroded, while marsh reformation is prevented, leading to further habitat loss. In the Schelde estuary (Belgium), coastal squeeze has resulted in a typical morphological profile of intertidal marshes: climax marshes boarded by eroded cliffs and non-vegetated sand- or mudflats. Over the last century, this engendered a loss of 16% of the total surface of tidal marshes (Meire et al., 2005; Van den Bergh et al., 2005) and the remaining ones are subject to erosion.

Managed realignment is a technique which is increasingly used to restore tidal habitats (Burd, 1995; Rupp-Armstrong and Nicholls, 2007). This technique, which consists of the removal or breaching of dikes to restore tidal influence to formerly reclaimed land, is extensively reviewed in French (2006). Elevation is a key factor for selecting a suitable site and planning managed realignment as it relates directly to frequency, height and duration of tidal inundation, which are the main drivers of sedimentation pattern and vegetation development (e.g. Brooke, 1991; Cundy et al., 2002; Teal and Weinstein, 2002). However, many embanked sites have a lower elevation than tidal marshes in the adjacent estuary, on the one hand due to subsidence by compaction of the sediments and mineralization of peat layers, and on the other hand due to continued sedimentation in the estuarine marshes, following sea level rise (Temmerman et al., 2003; Teal and Weishar, 2005). This typically leaves them below the levels of contemporary marshes and rules out many potential sites for realignment. Indeed, realignment would result in a complete flooding of the site at every tide, leading to bare flats. Hence, it is not certain whether and how fast they could evolve to a vegetated marsh system. Vegetated tidal marshes, in particular the natural succession gradient from pioneer herbs to forest climax habitats, are the main goal for tidal restoration in the Schelde estuary, and this is consolidated through legislation. Moreover, replacement of agricultural land by only tidal flats is undesirable for the public. The risk of creating a long-term unvegetated mudflat is a major drawback for realignment as a restoration technique.

This problem was firstly countered by acting directly on marsh elevation. In the UK, convenient sites which approximate the suitable level are selected and natural processes are allowed to proceed (French, 2006). In the US, it is common to increase site elevation prior to dike breaching (Brooke, 1992). However, artificial site elevation has been a common reason for project failure (Quammen, 1986; Perry et al., 2001).

Nowadays, other options are offered by regulated tidal exchange systems (RTE; Lamberth and Haycock, 2002; Hirons et al., 2002). RTE covers a wide range of engineered structures, such as spillway, simple culverts, sluices, tide-gates or artesian wells, and has been implemented in the US, Canada, UK, France, Belgium, Germany and the Netherlands (Giannico and Souder, 2005; Wolters et al., 2005).

To solve the problem of elevation, a simple culvert presents the advantage of lowering the average flooding height to a water level adapted to the site, but the technique cuts out spring-neap variation and compromises the restoration of a whole intertidal habitat gradient. Buoyant tide-gates, such as self-regulating tide system, could allow to restore a spring-neap cycle, but the reproduction of the natural tidal variability (e.g. yet variation in water height from one spring tide to another) has not been proven. Moreover, the system exhibits mechanical flaws and implies high maintenance costs (Giannico and Souder, 2005), which decreases the application potential.

In 2006, a more robust RTE technique was proposed to restore tidal marshes on lower sites in the Belgian part of the Schelde estuary (Cox et al., 2006). The controlled reduced tide system (hereafter called CRT) allows the implementation of an adaptable restricted tidal regime with neap and spring tides by the use of high inlet culverts and low outlet valves, as well as storm flood protection (see Section 2 for a complete description). As part of a project combining flood protection and ecological development, over 1500 ha of tidal marsh along the whole Schelde estuary are being created through the CRT system. Cox et al. (2006) and Maris et al. (2007) hypothesized that the CRT-technique could successfully restore tidal

marsh habitats on a lower rural site. Therefore, a pilot CRT was built in the freshwater tidal zone of the Schelde estuary to verify this hypothesis.

The pulsing tidal regime has been recognized as the key to estuarine habitat function and structure (Odum et al., 1995), but

the hydrological characteristics of tidal wetlands in the context of marsh restoration still need better documentation (Montalto and Steenhuis, 2004). So far, CRT's hydrological characteristics have only been modeled (Cox et al., 2006) and no empirical evidence has been available to verify the CRT hydrological functionality in both the short and the long term. This study documents and analyses long-term observations of water levels in this pilot CRT and compares its characteristics to an estuarine reference. We argue that unlike existing tidal marsh restoration techniques, the CRT system provides a tidal regime suitable for efficient restoration of a complete intertidal habitat gradient, confirming Cox et al.'s hypothesis (2006).

II. Materials and methods

IIa. Study area

The study took place in the freshwater zone of the Schelde estuary, Belgium (Fig. 1A). At the study location, the estuary is strongly confined and the average tidal amplitude is about 5.2 m. Typically, marshes exhibit a steep profile where erosion sheers form (Fig. 1D). The first CRT system was implemented in the Lippenbroek polder (8 ha; 51°05'10"N; 4°10'20"E; Fig. 1B), where agricultural crops were grown until 2000. The CRT technique is based on a system of culverts specifically designed to connect the flood area to the estuary and is described in Fig. 2. Depending on the site elevation relative to the mean high water level in the estuary and the within-site topographical gradient, the thresholds of several inlet culverts are vertically and independently adjustable (Fig. 1C). This allows for modulation of the tidal height and amplitude, creating an adequately flooded surface distribution according to the restoration goal (i.e. the whole area is flooded at each tide at the lowest threshold and the flooded surface decreases when heightening the threshold). Near the site location, mean high water level in the estuary is approximately 5.6 m above the Belgian sea level reference. The whole surface of the polder is below this level (mean elevation: 2.8 m; see Fig. 1C). The polder was subjected to the tidal influence by means of CRT system on March 1st, 2006. It has been connected to the estuary by means of inlet and outlet culverts allowing water exchange. For four years, research and observations have focused on tidal habitat creation and ecosystem functioning.

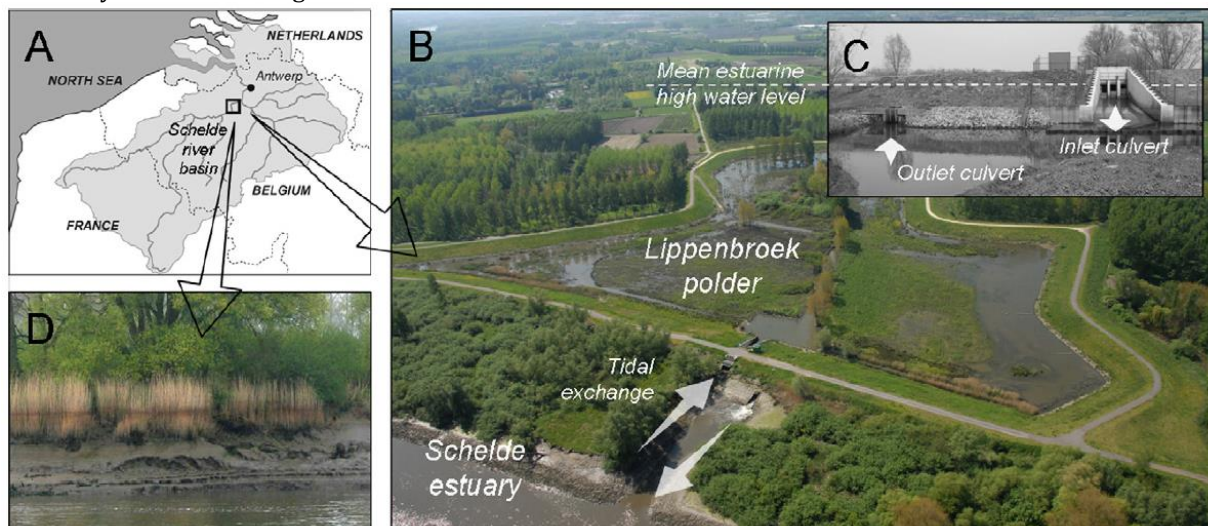


Fig. 1. (A) Study area. (B) The polder of the pilot project. (C) View of the water exchange system, from inside the polder towards the estuary. (D) Typical intertidal gradient in the freshwater zone of the Schelde estuary; the severe erosion limits pioneer marsh development.

IIb. Monitoring and data analyses

The study period extended from March 2006 to March 2010. In the estuary (at a location nearby the CRT) water levels were recorded by Flanders Hydraulics Research every minute with a radar sonde. In the CRT, water levels were recorded at 9 permanent locations every 5 min with pressure transducers corrected for atmospheric pressure.

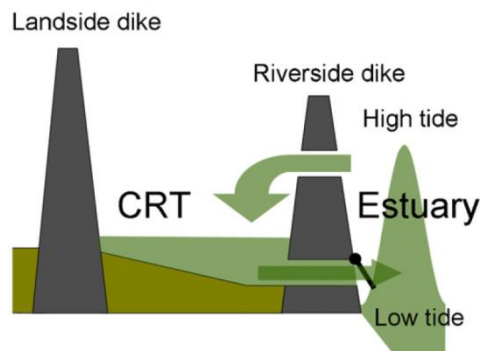
First, recordings from the CRT's locations were used to compare observed flooding frequencies with earlier model predictions (Cox et al., 2006); flooding frequencies were computed by taking observed

accretion into account. Additionally, as sedimentation was supposed to influence hydrology in the CRT (Cox et al., 2006; Vandenbruwaene et al., 2011), the significance of flooding frequency evolutions was therefore verified. A reference site in the high marsh adjacent to the CRT was considered in order to cope with possible inter-seasonal or annual variations.

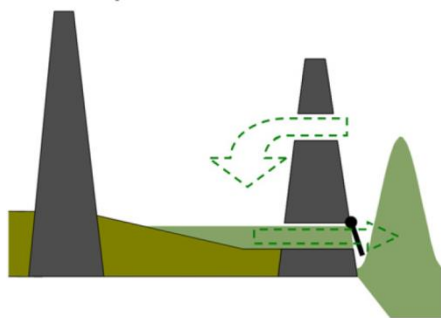
Then, in order to compare the tidal characteristics in the CRT and in the estuary, we used the continuous recordings at one location in the CRT. This allowed calculation of flooding frequencies associated with different elevations in the CRT. Surface proportions corresponding to 10 flooding frequency classes (10, 20, . . . , 100%) were calculated based on a digital terrain model. In the estuary, this model was computed by a radar altimeter and an acoustic tide gauge and in the CRT, by a total station. The mean high and low water levels were based on classic mechanical or pneumatic altimeter measurements (Taverniers and Mostaert, 2009). Different hydrological descriptors (see below) were computed over this period. This was done for the same flooding frequency classes in each of the two systems to ensure the comparison of two perfectly paired spatiotemporal patterns. Season was considered as the temporal unit, during approximately three months (calendar-based seasons of temperate Europe). In order to balance the amount of water varying between spring and neap tide, each season extended from an initial spring tide to a final neap tide. The following hydrological descriptors were computed for each season:

- actual flooding frequency (number of inundating tides as a percentage of the total number of tides)
- mean water height at high tide
- mean flooding duration
- longest flooding duration
- longest drought duration

A. Principle



B. Neap tide



C. Storm tide



Fig. 2. CRT system. (A) Water (mainly at mid and spring tide) enters in the polder uniquely during the maximal flood through an upper culvert. Then, water evacuates through a lower culvert (equipped with an outlet valve) during the ebb once the level in the river matches the level inside the polder. (B) Around neap tide, the lower flood levels reduce the amount of incoming water. (C) A spillway on the riverside dike ensures maximum water storage during a storm tide.

Analyses of variance (ANOVA) on paired data were applied to each of these descriptors. Null hypothesis was tested for system effect (difference estuary-CRT) as well as its interactions with elevation and season. Seasonal effect within and between the two systems was explored by multiple pairwise t-tests. Temporal variability of each descriptor was quantified by the coefficient of variation at each flooding frequency and system effect was assessed by Wilcoxon signed-rank tests on paired data.

Computations and associated graphical representations were realized with R software (R Development Core Team, 2009). Commands available in the package Tide (Cox, 2010) were used to extract the flooding events and lengths of dry periods in order to compute hydrological descriptors.

III. Results

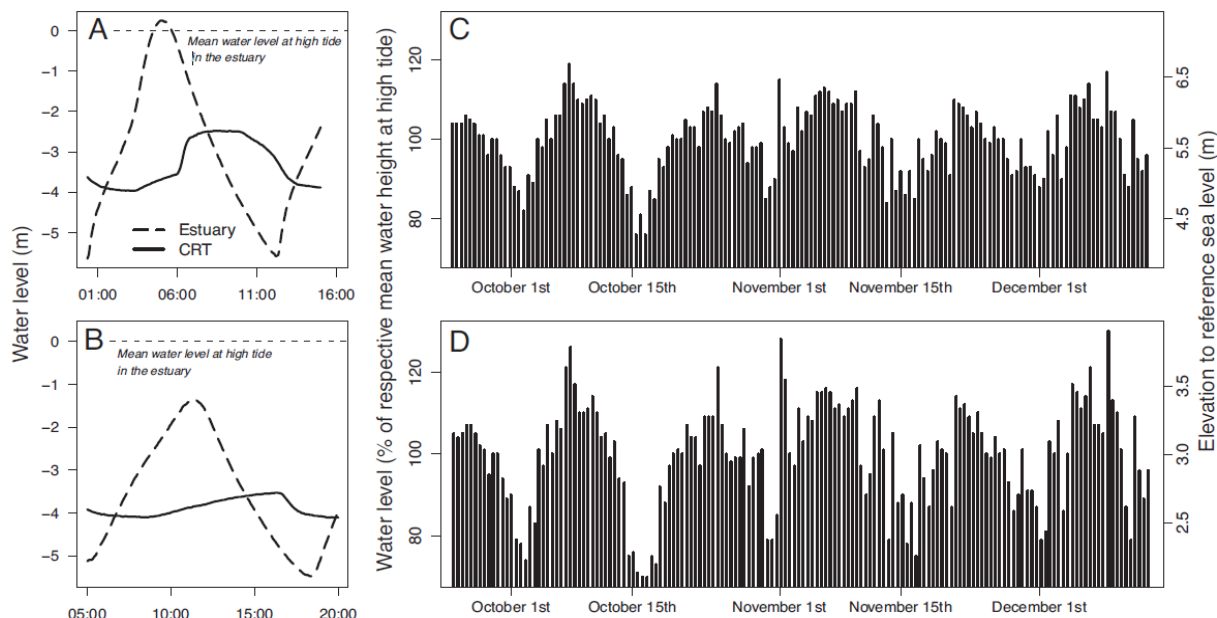
IIIa. Tidal characteristics in the CRT

Direct comparison of one tidal cycle in the CRT and in the estuary shows the reduction of tidal amplitude (Fig. 3A). The tidal pattern is characterized by reduced amplitude and a prolonged period of high water, reaching 2 h and a half at spring tide and a delayed flooding at the lowest CRT elevations (due to the higher inlet culvert elevation; Fig. 2). In a longer term, high water levels along spring-neap period were more distant from the mean (100%) in the CRT (Fig. 3C and D). As such, the CRT system reproduces the targeted spring-neap cycle, despite the lower elevation of the site.

Observed flooding frequencies were in good accordance with earlier model predictions, although these predictions are at the lower end of the observed seasonally specific flooding frequencies (Fig. 4A). Flooding frequencies show a slight long-term trend,

with a decrease at low and mid elevations and an increase at high elevation (Fig. 4B). High inter-season and inter-annual variations are superimposed on the long term trends. None of the long-term relationships were significant, except at mid elevation ($r = -0.57$; $p = 0.022$). This showed that the accretion effect on the flooding frequency pattern was negligible over the four first years.

IIIb. Comparative analysis – spatial pattern



Surface-elevation distributions clearly differed between estuary and CRT (Fig. 5, top left). A Kolmogorov–Smirnov test indicated a significant shift of the CRT distribution to higher values ($D = 0.36$; $p < 0.001$). About one third of the freshwater intertidal area consists of young pioneer marshes (flooding frequency $> 70\%$). These young marshes are mainly composed of partly unconsolidated mudflats with pioneer species as *Lythrum salicaria*, *Polygonum lapathifolium* and in later stages *Typha latifolia* and

Fig. 3. Comparative illustration of time series. (A) A tidal cycle on September 25th, 2006 (spring tide); values on y axis are absolute. (B) A tidal cycle on October 16th, 2006 (neap tide). (C and D) Water heights at high tide over the autumn 2006 in respectively the estuary and the CRT; water heights were divided by their respective mean value in order to reflect the extent of the extremes water levels.

Phragmites australis (Struyf et al., 2009). In this CRT, these habitats cover more than two thirds of the surface (see Jacobs et al., 2009 for details). Trends of hydrological descriptors along the flooding gradient exhibited some contrasts when comparing the two systems. A significant system effect was found on some descriptors (Table 1); in addition, significant interactive effects were found with elevation. CRT generates:

- a lower mean water height at high tide, mainly at the most frequently flooded sites;
- a longer mean flooding duration, to a lesser extent at the highest flooding frequency;
- longer extreme flooding events, especially at high flooding frequencies.

Particularly for the latter, there was an order of magnitude difference between CRT and the estuary. In the estuary, longest flooding events were comprised of between 2 h (at high elevation) and 5 h (at low elevation) in the estuary, whereas in the CRT they ranged between 9 and more than 30 h. System effect was the strongest for mean flooding duration. Mean flooding duration in the CRT was approximately twice the estuarine value at low elevation and three times at high elevation (from 1 to 3 h in the estuary; from 3.5 to 6 h in the CRT; Fig. 5).

Table 1
Systems effect on hydrological descriptors (ANOVA).

		Actual flooding frequency (%)	High water level (cm)	Flooding duration (h)	Longest flooding (h)	Longest drought (days)
Mean \pm SE	Estuary	55.362 \pm 0.182	47.995 \pm 0.235	1.498 \pm 0.004	2.963 \pm 0.006	10.832 \pm 0.056
	CRT	55.539 \pm 0.182	36.467 \pm 0.148	4.556 \pm 0.006	17.280 \pm 0.093	10.507 \pm 0.058

Table 2
Wilcoxon signed-rank tests on the paired coefficients of variation of each hydrological descriptor. Wilcoxon V is computed based on the difference of the ranks in estuary minus the ranks in CRT.

		Actual flooding	High water level	Tide duration	Longest flooding	Longest drought
Mean coefficient of variation	Estuary	12.1	17.3	11.4	23.5	23.5
	CRT	16.3	20.0	20.0	72.6	35.5
Wilcoxon V		8 ^a	5 ^a	8 ^a	0 ^b	7 ^a

^a $p < 0.05$.

^b $p < 0.01$.

IIIc. Comparative analysis – temporal pattern

The pairwise t-test detected significant seasonal differences within and between the two systems (Fig. 6). This was particularly the case for flooding duration and longest flooding. These values were lower in summertime than in wintertime. Differences were stronger in the CRT than in the estuary, as confirmed by a significant interaction between system and season (Table 1). Despite these partial differences, the seasonal dynamics between summer and winter (amount of water) was consistently reproduced in the CRT. High water level and longest drought were also sensitive to season, with reduced water levels; interactions were weak or null.

Additionally, temporal variability of all hydrological descriptors was found to be function of the flooding frequency in both systems (Fig. 7). On the average, Wilcoxon tests revealed significantly higher coefficients of variation in the CRT (Table 2). Except for the longest drought, all coefficients of variation decreased along the gradient. Longest drought was more stable at mid flooding frequencies and more unpredictable at the extremes of the gradient. Whereas it varied within a couple of hours in the estuary at low elevation, it could reach 1.5 day in the CRT. At high elevation, it ranged between circa 15 and 60 days.

A higher variability in actual flooding frequency occurred at high elevation in the CRT, whereas flooding duration was more variable in the CRT at low elevation. Indeed, low elevations experience all the range of tides unlike high elevations which are flooded only around spring tides. This explains the nature of CRT in amplifying the spring-neap cycle as previously observed (Fig. 3C and D). This amplification is frequency-dominated at high elevation (flooded only at spring tide) and duration-dominated at low elevation (all tides from neap to spring).

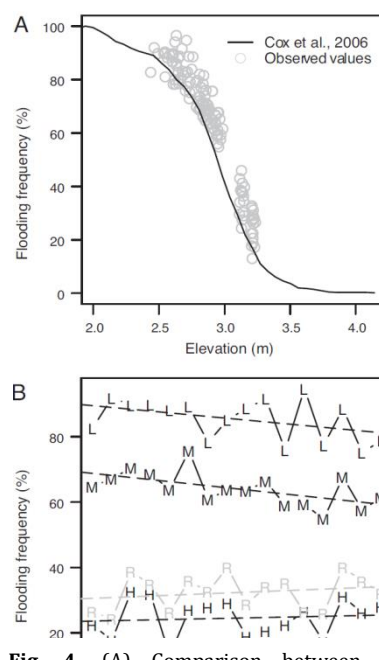


Fig. 4. (A) Comparison between predicted (Cox et al., 2006) and observed flooding frequencies (grey points, mean seasonal values) over the four-year follow-up. (B) Evolution of the flooding frequency at three of the 9 locations and at a reference one; "Spr" for spring season, from 2006 to 2009; H, M and L for respectively high, mid and low elevation; R for estuarine reference.

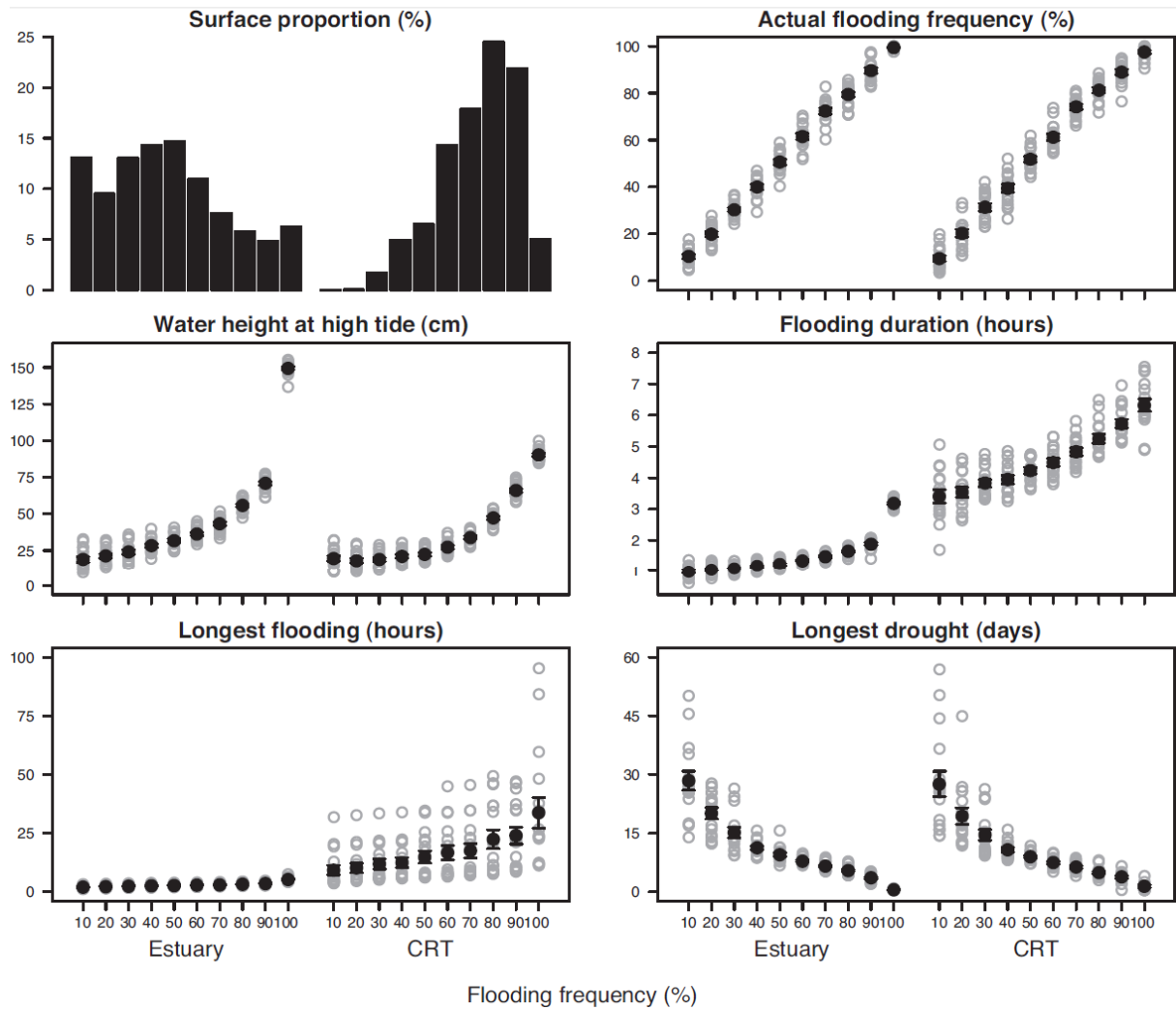


Fig. 5. Spatial comparison between estuary and CRT along the flooding gradient. Top left: surface-elevation distributions; surface proportion takes account for the main part of the freshwater zone of the Schelde estuary. Hydrological descriptors: y-values are grouped per interval of 10%. Black points indicate mean value (\pm SE) and grey points represent the 16 seasonal intervals.

IV. Discussion

After four years of hydrological monitoring, empirical evidence confirms that the CRT system ensures an adequate tidal regime for tidal marsh restoration in lower areas adjacent to the estuary. Additionally, the flexible adjustment of the inlet culverts demonstrates the capacity of this system in restoring a complete flooding gradient, despite the overall lower elevation and the limited elevational amplitude of the flood area (1.2 m here). However, some deviances from references were observed which might constrain ecological functioning. Ecological relevance of such a success and potential constraints are discussed below.

IVa. Successful introduction of a tidal regime

observations demonstrate that a relatively simple model, as presented by Cox et al. (2006) can provide sufficient guidance in the design of a CRT. This modeling study predicted tidal characteristics based on water flow through culverts and on a relationship between water volume and water depth in the polder. These two ingredients allowed simulations of the water level dynamics in the CRT. This led to a well-informed design of the inlet and outlet culverts of the CRT, in order to maximize the potential for vegetation development.

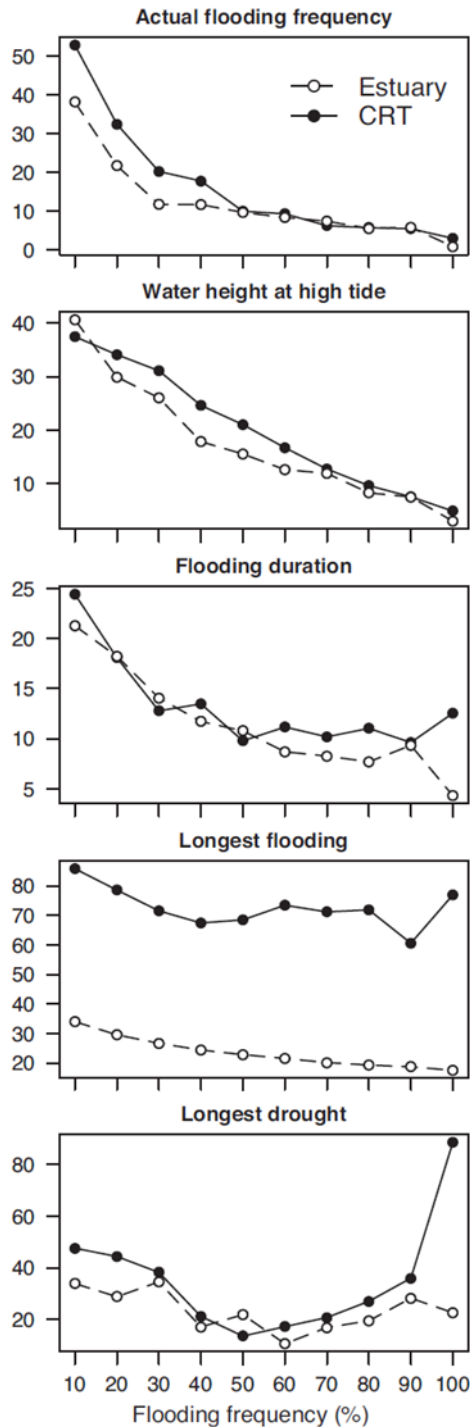


Fig. 6. Temporal comparison between estuary and CRT among the four seasons (mean \pm SE). Abbreviation: "Sp" to "Wi" for spring to winter. Absence of common letters (a-d) between two seasons indicates an absence of statistical significance at the level $\alpha = 0.05$.

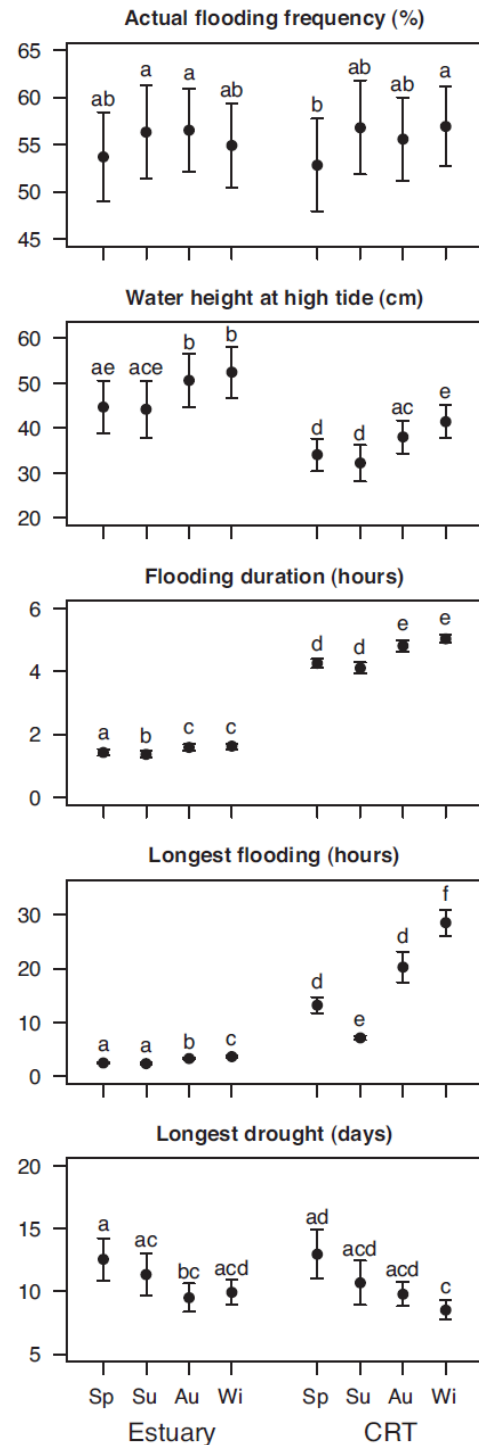


Fig. 7. Temporal variability along the flooding gradient. Points indicate the coefficients of variation (standard deviation in percentage of the mean) of the series per flooding frequency in Fig. 4 (grey points).

The introduction of a spring-neap cycle is particularly important, as it drives many ecological processes covering all ecosystem compartments. Indeed, among other processes, the successive wetting and drying phases over a spring-neap cycle were demonstrated to pulse biogeochemical cycles in gas emissions (Nuttle and Hemond, 1988) and in nutrients dynamics (Vörösmarty and Loder, 1994; Hou et al., 2005) to facilitate plant colonization and persistence (Fiott and Gratiot, 2006) and even to regulate processes at the highest trophic levels such as fish and birds (Krumme et al., 2008; Davidson and Evans,

1986; Rosa et al., 2006). In addition, the delayed high tide in the CRT (Fig. 3A) may offer temporally extended habitat availability for birds, as already highlighted in restored wetlands adjacent to an estuary (Davidson and Evans, 1986).

Water velocity is another important hydrological aspect, but it was not considered in this study because of its high variability and its complex interactions with sediment morphology from flats to creeks. In the estuary, the water current speeds can reach 1 m/s (Flanders Hydraulics Research, June 2009), whereas they never exceed a couple of cm/s on the CRT flats (field observations). Embankment and dredging sustain a chronic shear stress in the remaining intertidal flats of the freshwater zone where the benthic communities cannot evolve beyond a pioneer stage (Seys et al., 1998). In CRT, the reduced shear stress may increase the food quantity and quality for the benthos at the sediment surface, as already shown under low water velocity in intertidal flats (Bock and Miller, 1995). The formation of tidal flats and pioneer marshes in CRT provides the estuarine system with rejuvenation processes which have been missing (Meire et al., 2005). As such, CRTs can offer opportunities to tackle hydromorphological impacts of coastal squeeze in the estuary, which is now degraded by sustained erosion of climax marshes and prevented new marsh formation or landward extension.

IVb. Sources of hydrological deviance

So far, CRT has been the sole technique which has been proven to create a complete intertidal gradient on a lowered area. Although the seasonal dynamics are well reproduced, the tidal characteristics in the CRT system significantly differ in different ways from the estuary. The ebb phase is relatively prolonged by the limited size of the outlet culvert which limits the discharge. The same holds for the longest flooding events and their increased variability, which, in winter time, result from storm tides when the polder is filled through the spillway at critical tidal levels. Hence, after a storm event at spring tide (Fig. 2C) complete emptying of the polder is prevented for a few successive tides, resulting in inundations of up to four days at low elevation.

At a given flooding frequency, hydrological variability consists in seasonal variations and also, to a lesser extent, in annual variations (see yearly dephasings for each of the four seasons in Fig. 4B).

In winter, the extended water retention effect due to storm tide is higher at low than at high elevation in both systems. This explains the higher variability in tide duration in the CRT at low elevations which ranges from short residence time of small and rapidly drained amounts of water (neap tide) to long winter inundations (storm tide). In contrast, the brevity of the flooding events at high elevation is more constant in both systems. In the CRT, it is accompanied by a higher variability of actual flooding frequency due to reduced summer water volumes, underlined by the seasonal variation in water height. This induces scarcer and extended flooding events (because of retention) during winter storm tides. As a consequence, these complex interplays between the hydrological descriptors engender more variable durations of dry events at the extremes of the flooding gradient in the CRT.

IV.c. An ecologically negative deviance?

The described differences in hydrological characteristics between the CRT and the estuary (in mean and in variance) do not seem to inhibit the development of intertidal habitats. Indeed, the plant community development in this CRT was shown to be consistent with existing reference tidal freshwater marshes (Jacobs et al., 2009). Moreover, wetland plants are known to be adapted to anoxic stress (e.g. rhizomes, storage organs, adventitious roots) and to overcome submergence, from a few days to several weeks (Drew, 1997; Vartapetian and Jackson, 1997). Some direct observations support the innocuousness of long submergence since some less tolerant species such as *Alisma plantago* or *Lycopus europaeus* (Vartapetian and Jackson, 1997) abundantly occur in this CRT (Jacobs et al., 2009). Although the occurrences of reference species have confirmed the potential for successful habitat creation at the community level (Jacobs et al., 2009), one cannot exclude an effect of prolonged flooding duration at the population scale (Krauss et al., 2006). For instance, this could be hypothesized concerning the Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*) which is abundantly present in the estuarine references, but still rare in the CRT.

Additionally, ongoing faunistic studies (under review and in preparation) strengthen the relative innocuousness of the prolonged inundations in the CRT. In a nutshell, during the study period, estuarine invertebrate communities successfully developed in the CRT reaching higher densities and taxa richness than in estuarine reference sites (range in seasonal taxa richness: estuary, 4–9; CRT, 12–19). Most of macroinvertebrates living in frequently flooded zones (mainly aquatic worms, aquatic insects and gastropods) are adapted to aquatic conditions with branchial and tegumentary respiration. In non-frequently flooded zones, no significant change was observed in the initial community, since most of the organisms occurring here (i.e. earthworms, potworms, myriapods, isopods, beetles) have various

physiological adaptations to overcome the lack of oxygen under water up to several days (Hoback and Stanley, 2001; Schmitz and Harrison, 2004; Plum, 2005; Plum and Filser, 2005). Comparatively, these taxa are typical for high marshes in freshwater tidal zones of the North Sea coast estuaries (Barendregt, 2005). Complementarily, 103 bird species have been encountered, among which 56 are wetland specialists.



Fig. 8. Aerial view of an actual CRT construction along the Schelde estuary. Photograph shows outlet (left) and inlet (right) construction which will allow implementation of CRT on several hundreds of hectares of lower agricultural land.

Spatiotemporal heterogeneity of environmental features is an ecological determinant often neglected. Indeed, from disturbance (rare event, high order of magnitude) to stress (frequent event, low to high order of magnitude) environmental unpredictability is

recognized to regulate the functional diversity of organism communities in stream ecology (Resh et al., 1994). Despite established facts dealing with regenerative effect of storm tides (May, 1981) such information remains scarce in estuarine studies. In a CRT, the slackened water currents limit water velocity-induced disturbances which could set back community succession. In contrast, drought variability which is characterized by a higher order of magnitude in the CRT may be a more influential parameter. The higher variability can engender different sediment states at low tide, from constant moisture in winter to mud cracks (Allen, 1987) during extended summer droughts. Such formations were observed in the CRT but not in the estuary. These macropores assure important ecosystem functions such as modulation of gas emission (Hemond and Chen, 1990) or plant seed trapping (Fiot and Gratiot, 2006). CRTs are being constructed along the salinity gradient of the Schelde estuary. Also, tidal salt marshes are known to be more stressing environments than tidal freshwater salt marshes (Odum, 1988). This is an important point, as salinity and droughts were shown to interact, for instance on marsh vegetation mortality (Brinson et al., 1985). Hence, the higher variability of dry events in a CRT might increase the environmental heterogeneity when implemented in the brackish zone.

Conclusively, the extended flooding duration in the CRT do not seem to impair the development of the faunistic and floristic components. More generally, most estuarine organisms are known to encompass different types of tides (e.g. with diurnal, semidiurnal, or mixed tides) within their biogeographical area. The prolonged inundations during storm tides do not seem to be influential, since they happen only once or twice a year and specifically during the period of reduced biological activity (in winter). Although we found no indications of impaired marsh development in this pilot project, we cannot exclude the possibility that some specific ecosystem functions might differ from the estuarine system.

IVd. CRT in estuarine management strategies

The CRT system increases the number of potential sites for tidal marsh restoration and thus enhances chances for tidal restoration in estuarine management policy. This technique – in contrast to other realignment techniques – is flexible. The design of the culverts is robust, straightforward and very similar to the construction of classic evacuation culverts. Adapting culvert thresholds or day to day functioning does not require complex mechanical or electrical automation, which avoids malfunctions and decreases maintenance costs compared to alternative systems with buoys or water level detectors (Giannico and Souder, 2005). Depending on the local tidal characteristics, site elevation and within-site topography, the inlet culvert thresholds are fine-tuned to obtain desired surfaces of mudflat, pioneer tidal marsh, or climax tidal marsh, an aspect which has not been adequately addressed (Hammersmark et al., 2005). In the context of management, this system offers the possibility to set back ecosystem succession by a total flushing of the CRT with a complete opening of the culverts. In order to avoid excessive water accumulation during a storm in newly constructed CRT's, outlet culverts are dimensioned so that no retention effect is possible and the whole water volume evacuates within one low tide (Fig. 8). This

provides a leeway to adapt more specifically the hydrological regime if necessary for optimizing ecosystem functions or changing conservation goals while fulfilling the essential flood protection measures (Meire et al., 2005; Broekx et al., 2011).

IVe. Conclusion

In accordance with earlier predictions, this study demonstrates the functionality of the CRT system in assuring a tidal regime on an area lower than the adjacent estuary. This system generates the essential tidal periodicity required for estuarine habitat creation. The combination of the morphology and hydrology of the area offers a physical template suitable for marsh development, particularly in an estuary undergoing coastal squeeze. The few hydrological differences highlighted in the CRT do not seem to impede the development of a functional marsh, as the development of ecological aspects was previously shown to be successful (Jacobs et al., 2008, 2009).

Embankments have profoundly modified the natural hydrology of estuaries, so that this impaired integrity blurs the exact hydrological requirements for marsh creation. The lack of documented effects of hydroperiod heterogeneity on intertidal habitats needs particularly to be addressed in order to minimize restoration uncertainties. Nevertheless, the design of the CRT system offers the advantage of a hydrological adaptability to different ecological objectives.

Acknowledgements

This is publication 5056 of the Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW). We greatly thank an anonymous referee for valuable comments to the manuscript and constructive suggestions. Part of this work was realized in collaboration with the Flemish Government, Environment and Infrastructure department, W&Z (Sigma plan) and was partly funded by RVA. We express our gratitude to Rood-Wit Office, Gillard R., Paches J., Abt S.B. and Vicaris T. for their support and remarks.

References

- Allen, J.R.L., 1987. Desiccation of mud in the temperate intertidal zone: studies from the Severn estuary and eastern England. *Philos. Trans. R. Soc. London. [Biol.]* 315, 127–156.
- Barendregt, A., 2005. The impact of flooding regime on ecosystems in a tidal freshwater area. *Ecohydrol. hydrobiol.* 5, 95–102.
- Bock, M.J., Miller, D.C., 1995. Storm effects on particulate food resources on an intertidal sandflat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 187, 81–101.
- Brinson, M.M., Bradshaw, H.D., Jones, M.N., 1985. Transitions in forested wetlands along gradient of salinity and hydroperiods. *JEMSS* 101, 76–94.
- Broekx, S., Smets, S., Liekens, I., Bulckaen, D., De Nocker, L., 2011. Designing a longterm flood risk management plan for the Scheldt estuary using a risk-based approach. *Natural Hazards* 57, 245–266.
- Brooke, J., 1991. Retreat, the best form of defence? *Heritage Coast* 6, 4.
- Brooke, J., 1992. Coastal defence, the retreat option. *J. Inst. Water Environ. Manage.* 6, 151–157.
- Burd, F., 1995. *Managed Retreat: A Practical Guide*. English Nature, Peterborough, p. 26.
- Cox, T.J.S., 2010. Tides: analysing tidal water level time series for ecological purposes, R package version 0.2. <https://r-forge.r-project.org/projects/tides/>.
- Cox, T.J.S., Maris, T., De Vleeschauwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K., Meire, P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecol. Eng.* 28, 55–63.
- Cundy, A., Long, A., Hill, C., Spencer, C., Croudace, I., 2002. Sedimentary response of Pagham Harbour, southern England to barrier breaching in AD 1910. *Geomorphology*, 1156.
- Davidson, N.C., Evans, P.R., 1986. The role and potential of man-made and manmodified wetlands in the enhancement of the survival of overwintering shorebirds. *Colon. Waterbirds* 9, 176–188.
- Doody, P., 2004. 'Coastal squeeze' – an historical perspective. *J. Coast. Conserv.* 10, 129–138.
- Drew, M.C., 1997. Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 48, 223–250.
- Fiot, J., Gratiot, N., 2006. Structural effects of tidal exposures on mudflats along the French Guiana coast. *Mar. Geol.* 228, 25–37.
- French, P.W., 2006. Managed realignment – the developing story of a comparatively new approach to soft engineering. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 59, 409–423.
- Giannico, G., Souder, J.A., 2005. *Tide Gates in the Pacific Northwest. Operation, Types and Environmental Effects*. Oregon State University, p. 32.
- Hammersmark, T., Fleenor, W.E., Schladow, S.G., 2005. Simulation of flood impact and habitat extent for a tidal freshwater marsh restoration. *Ecol. Eng.* 25, 137–152.
- Hemond, H.F., Chen, D.G., 1990. Air entry in salt marsh sediments. *Soil Sci.* 150, 459–468.
- Hirons, G., Kew, J., Smith, K., Pilcher, R., 2002. Regulated tidal exchange – a saline solution? Report of a study tour to USA to determine the potential of regulated tidal exchange for coastal habitat creation, restoration and management in the UK. Technical report. Royal Society for the Protection of Birds.
- Hoback, W.W., Stanley, D.W., 2001. Insects in hypoxia. *J. Insect Physiol.* 47, 533–542.
- Hou, L.J., Liu, M., Xu, S.Y., Ou, D.N., Lu, J.J., Yu, J., Cheng, S.B., Yang, Y., 2005. The effects of semi-lunar spring and neap tidal change on nutrients cycling in the intertidal sediments of the Yangtze estuary. *Environ. Geol.* 48, 255–264.
- Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T., Meire, P.S., 2008. Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 80, 42–52.
- Jacobs, S., Beauchard, O., Struyf, E., Cox, T., Maris, T., Meire, P., 2009. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 85, 368–376.
- Krauss, K.W., Doyle, T.W., Twilley, R.R., Rivera-Monroy, V.H., Sullivan, J.K., 2006. Evaluating the relative contributions of hydroperiod and soil fertility on growth of south Florida mangroves. *Hydrobiologia* 569, 311–324.

- Krumme, U., Brenne, M., Saint-Paul, U., 2008. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: evidence from the sea catfish *Sciades herzbergii* (Ariidae) of equatorial West Atlantic mangrove creeks. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 367, 91–99.
- Lamberth, C., Haycock, N., 2002. Regulated tidal exchange: an intertidal habitat creation technique. Technical report. Haycock Associates Limited.
- Maris, T., Cox, T.J.S., Temmerman, S., De Vleeschauwer, P., Van Damme, S., De Mulder, T., Van den Bergh, E., Meire, P., 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area. *Hydrobiologia* 588, 31–43.
- May, V., 1981. Long-term variation in algal intertidal floras. *Aust. J. Ecol.* 6, 329–343.
- Meire, P., Ysebaert, T., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Maris, T., Struyf, E., 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540, 1–11.
- Montalto, F.A., Steenhuis, T.S., 2004. The link between hydrology and restoration of tidal marshes in the New York/New Jersey estuary. *SWS* 24, 414–425.
- Nuttle, W.K., Hemond, H.F., 1988. Salt marsh hydrology: implications for biogeochemical fluxes to the atmosphere and estuaries. *Global Biogeochem. Cycl.* 2, 91–114.
- Odum, W.E., 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Rev. Ecol. Syst.* 19, 147–176.
- Odum, W.E., Odum, E.P., Odum, H.T., 1995. Nature's pulsing paradigm. *Estuaries* 18, 547–555.
- Perry, J., Barnard, T., Bradshaw, J., Friedrichs, C., Havens, K., Mason, P., Priest, W., Silberhorn, G., 2001. Creating tidal salt marshes in the Chesapeake Bay. *J. Coast. Res.* 27, 170–191.
- Plum, N.M., 2005. terrestrial invertebrates in flooded grassland: a literature review. *Wetlands* 3, 721–737.
- Plum, N.M., Filser, J., 2005. Floods and drought: response of earthworms and potworms (Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. *Pedobiologia* 49, 443–453.
- Quammen, M., 1986. Measuring the success of wetland mitigation. *Natl. Wetlands Newslett.* 8, 6–8. R Development Core Team, 2009. R, a language and environment for statistical computing.
- R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
- Rupp-Armstrong, S., Nicholls, R.J., 2007. Coastal and estuarine retreat: a comparison of the application of managed realignment in England and Germany. *J. Coast. Res.* 23, 1418–1430.
- Resh, V.H., Hildrew, A.G., Statzner, B., Townsend, C.R., 1994. Theoretical habitat templates, species traits and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhône River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biol.* 31, 539–554.
- Rosa, S., Encarnac, ão, A.L., Granadeiro, J.P., Palmeirim, J.M., 2006. High water roost selection by waders: maximizing feeding opportunities or avoiding predation. *Ibis* 148, 88–97.
- Schmitz, A., Harrison, J.F., 2004. Hypoxic tolerance in air-breathing invertebrates. *Respir. Physiol. Neurobiol.* 141, 229–242.
- Seys, J., Vincx, M., Meire, P., 1998. Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406, 119–132.
- Struyf, E., Jacobs, S., Meire, P., Jensen, K., Barendregt, A., 2009. Plant communities of European tidal freshwater wetlands. In: Barendregt, A., Whigham, D.F., Baldwin, A.H. (Eds.), *Tidal Freshwater Wetlands*. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 59–70.
- Taverniers, E., Mostaert, F., 2009. Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1991–2000: T.O. tijwaarnemingen Zeescheldebekken 1991–2000. Versie 2.0, heruitg. papieren versie.
- WL Rapporten, 833 01. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen. I, p. 170.
- Teal, J.M., Weinstein, M.P., 2002. Ecological engineering, design and construction considerations for marsh restorations in Delaware Bay, USA. *Ecol. Eng.* 18, 607–618.
- Teal, J.M., Weishar, L., 2005. Ecological engineering, adaptive management and restoration management in Delaware Bay salt marsh restoration. *Ecol. Eng.* 25, 304–314.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2003. Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium. *Mar. Geol.* 193, 151–169.
- Vandenbruwaene, W., Maris, T., Cox, T.J.S., Cahoon, D.R., Meire, P., Temmerman, S., 2011. Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: comparison with a natural tidal marsh. *Geomorphology* 130, 115–126.
- Van den Bergh, E., Van Damme, S., Graveland, J., de Jong, D., Baten, I., Meire, P., 2005. Ecological rehabilitation of the Schelde estuary (The Netherlands–Belgium; Northwest Europe): linking ecology, safety against floods and accessibility for port development. *Restor. Ecol.* 13, 204–214.
- Vartapetian, B.B., Jackson, M.B., 1997. Plant adaptations to anaerobic stress. *Ann. Bot.* 79, 3–20.
- Vörösmarty, C.J., Loder, T.C., 1994. Spring-neap tidal contrasts and nutrient dynamics in a marsh-dominated estuary. *Estuaries* 17, 537–551.
- Wolters, M., Garbutt, A., Bakker, J.P., 2005. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biol. Conserv.* 123, 249–268.

10.3.4. **Onderzoeksvragen**

Zoals uit het bovenstaand artikel al blijkt, is het concept GOG-GGG uniek. Systemen met een gereduceerd, maar wel gedempt getij, werden eerder beproefd (bv. Pelletier et al., 2004), maar deze vertonen niet de springtij-doodtij-variatie zoals de buitendijkse slikken en schorren. De regulatie van het getij op polderniveau is nieuw. Voordat dit principe op grote schaal zal worden toegepast in het kader van Sigma is een grondige proefopzet noodzakelijk. Er wordt een strategie van 3 stappen gevolgd, met steeds toenemende complexiteit.

Stap 1: Mesocosmos-experiment te Wilrijk

Onderzoek naar de groei van riet bij verschillende overstromingsfrequenties en verschillende bodemtextuur.

Riet (*Phragmites australis*) is de dominante soort op de schorren langs de Zeeschelde. Ook in GGG's kan riet een belangrijke rol spelen. Daarom wordt in dit mesocosmos-experiment de ontwikkeling van riet opgevolgd bij afwijkende overstromingsregimes/ De experimenten zijn uitgevoerd op 2 verschillende bodemtypes, die courant voorkomen in het estuarium. Dit onderzoek is afgerond en sinds oktober 2009 geen onderdeel meer van het Omes-onderzoek.

Stap 2: Mesocosmos experiment te Kruibeke

Onderzoek naar het gedrag van zware metalen in bodem en overstromingswater onder verschillende overstromingsregimes, en de interactie met riet, bij verschillende bodemtextuur.

In deze mesocosmos-opstelling wordt naast de effecten van het getij en bodemtextuur gekeken naar het gedrag van zware metalen en de invloed ervan op riet (*P. australis*). Veel polders langs de Zeeschelde kennen een historische vervuiling van zware metalen in de bodem. Verandering van de redoxpotentiaal in de bodem ten gevolge van overstromingen kan het gedrag van metalen beïnvloeden. Ook kan het overspoelingswater zelf nog zware metalen bevatten. In deze studie wordt de rol van riet in de biobeschikbaarheid van zware metalen bestudeerd, evenals de invloed van zware metalen op de ontwikkeling van riet.

Stap 3: Pilootproject voor een GOG-GGG te Lippenbroek

Onderzoek naar het ecosysteemfunctioneren van een GOG-GGG in de Zeeschelde op een pilotschaal van ongeveer 10 hectare

In het project Lippenbroek te Hamme (zie bovenstaande publicatie) wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig opgevolgd. Het project zal moeten uitwijzen of in GOG-GGG's duurzame ecologische structuren en functies kunnen ontwikkelen, kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig aan deze van buitendijkse slikken en schorren. Bij dit project wordt de Universiteit Antwerpen ondersteund door alle deelluiken.

10.3.5. **Monitoringsopzet Lippenbroek**

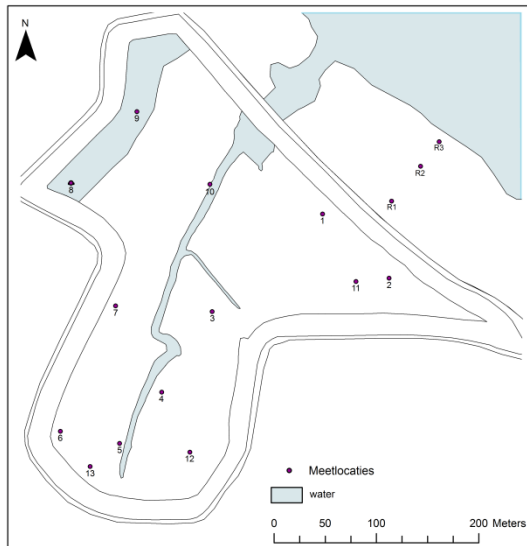
Hydrodynamiek vormt een cruciale indicator, aangezien de hydrologie de voornaamste drijfkracht is achter fysische, biologische en chemische processen in intergetijdengebieden (Zedler et al., 2000). Het hydrologisch regime in een GOG-GGG wijkt licht af van buitendijkse situaties, en kan een potentieel determinerende impact hebben op de structuren en ecosysteemfuncties in het onderzoeksgebied. Een tijregime met duidelijke springtij-doodtij variatie wordt effectief waargenomen, maar wel met gewijzigde overstromingsduur en -hoogte. Intensieve monitoring gaat na wat de invloed hiervan is op het totale ecologisch functioneren, met aandacht voor o.a. vegetatie, plankton en benthos, vissen en vogels, water- en bodemkwaliteit. Dit heeft geleid tot een ambitieuze spatio-temporele monitoringsopzet (Tabel 10.1).

Tabel 10.1 ruimtelijke- temporele opzet van het monitoringsprogramma

Monitoring op sites	# sites	frequentie
Ophoging d.m.v. SET's	10 + 3 ref	6x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. Marker Horizons (MH's)	25 + 3 ref	1x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. sedimentvallen	50	4x/ jaar
Korrelgrootte	10 + 3 ref	2x/ jaar
Nutriënten	10	1x/ jaar
Vegetatie	40-60 kwadranten	1x/ jaar
Waterdynamiek (divers)	10	Continu
Grondwaterdynamiek	10	1x/ jaar
Grondwaterchemie	10	1x/ jaar
Monitoring bij sluizen		
Discharge in & uit waterbalans		Continu
Waterdynamiek		Continu
lichtklimaat		4x/ jaar
Zwevende stof		Continu
Overspoelingswater – zware metalen		4x/jaar
Basiswaterkwaliteit (temp., conduct., turbiditeit, pH, O ₂)		Semi-continu
Waterkwaliteit (nutriënten, metalen, pigmenten, BOD)		4x/ jaar
Monitoring heel GGG		
	Replica's	
Kreekmorfologie		1x/ jaar
Vegetatiekartering		1x/ jaar
Vegetatie-biomassa	25 dominante soorten	1x/ jaar
Vegetatie- nutriënten & zware metalen	5 indiv./soort	1x/ jaar
Vis		3x/jaar

Sedimentatie krijgt hierbij bijzondere aandacht. Sedimentatie is niet enkel van belang vanuit ecologisch standpunt, het is ook cruciaal voor het veiligheidsaspect: de komberging van het GOG-GGG mag niet verloren gaan. Omdat sedimentatie in een GOG-GGG niet meer rechtstreeks afhankelijk is van de hoogteligging van de bodem, maar vooral afhangt van de massa water die via de sluizen het terrein binnenstroomt, gelden bestaande wetmatigheden niet meer. Het negatieve feedback mechanisme, waarbij hoge schorren minder frequent overspoelen en dus minder sterk opghogen, gaat niet volledig op in GGG's.

Om de staalnames van alle partners ruimtelijk goed op elkaar af te stemmen, werd een netwerk van staalnamepunten opgezet. Het betreft in hoofdzaak 10 random gekozen vaste sites voor intensieve bemonstering. Om alle resultaten optimaal te linken, is staalname en monitoring voor diverse parameters op dezelfde locatie een vereiste. Om echter geen beïnvloeding te hebben van de ene monitoringstechniek op de andere (bijvoorbeeld bodemstalen nemen in een zone waar sedimentatie wordt gemeten), is elke site opgedeeld in verschillende zones, voorbestemd voor de verschillende monitoringstechnieken.



Figuur 10.10 Het Lippenbroek en het aangrenzend Scheldeschor ‘de Plaat’, met aanduiding van de meetlocaties (1 t/m 13) en referentiemeetlocaties R1 t/m R3

Op de 10 sites voor intensieve monitoring wordt de waterstand elke 5 minuten geregistreerd met een tijmeter. Aanvullend wordt ter hoogte van de in- en uitlaatconstructie aan de monitoringsbrug het waterpeil in de gracht en woelkom permanent opgevolgd. Voor specifieke monitoring van bepaalde parameters, bijvoorbeeld sedimentatie, wordt dit meetnet nog uitgebreid met extra punten.

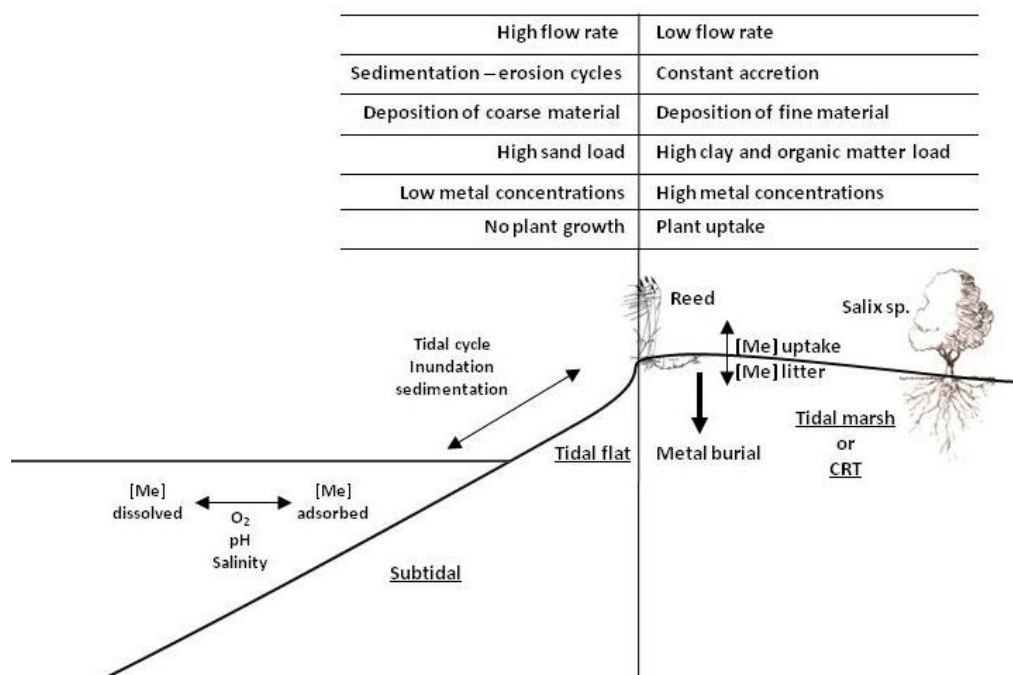
10.4. Onderzoek naar zware metalen

10.4.1. Inleiding

Voor veel pollutanten treden estuaria op als filters. Ook een deel van de aanwezige toxische metalen worden uit het oppervlaktewater verwijderd tijdens het transport doorheen het estuarium. Depositie van gesuspendeerde sediment partikels, waaraan metalen zijn geadsorbeerd, in sub- en intertidale gebieden is hierbij een belangrijk proces. Omdat ook in gecontroleerde overstromingsgebieden sedimenten worden afgezet kunnen ook deze gebieden een bijdrage leveren aan deze zuiverende werking van een estuarium (zie Figuur 10.11). Deze bijdrage werd onderzocht in het Lippenboek en aangrenzende ‘natuurlijke’ sub- en intertidale gebieden.

10.4.2. materiaal & methoden

Er werden stalen genomen in de subtidale zone voor het Lippenbroek met een boxcorer (0-5 cm) en oppervlakte (1 cm) sediment stalen in een transect op het slik (zomer en winter). In het schor en Lippenbroek werden ruimtelijk gespreide sediment traps uitgelegd voor twee verschillende (winter en zomer) spring-doodtij cycli. Deze traps bestaan uit PVC-plaatjes (20 cm) die worden vastgezet met 3 piketten. Op deze manier kon de kwantiteit en de kwaliteit (organische fractie, korrelgrootteverdeling, metaalgehalte) van de afgezette sedimenten worden bepaald.



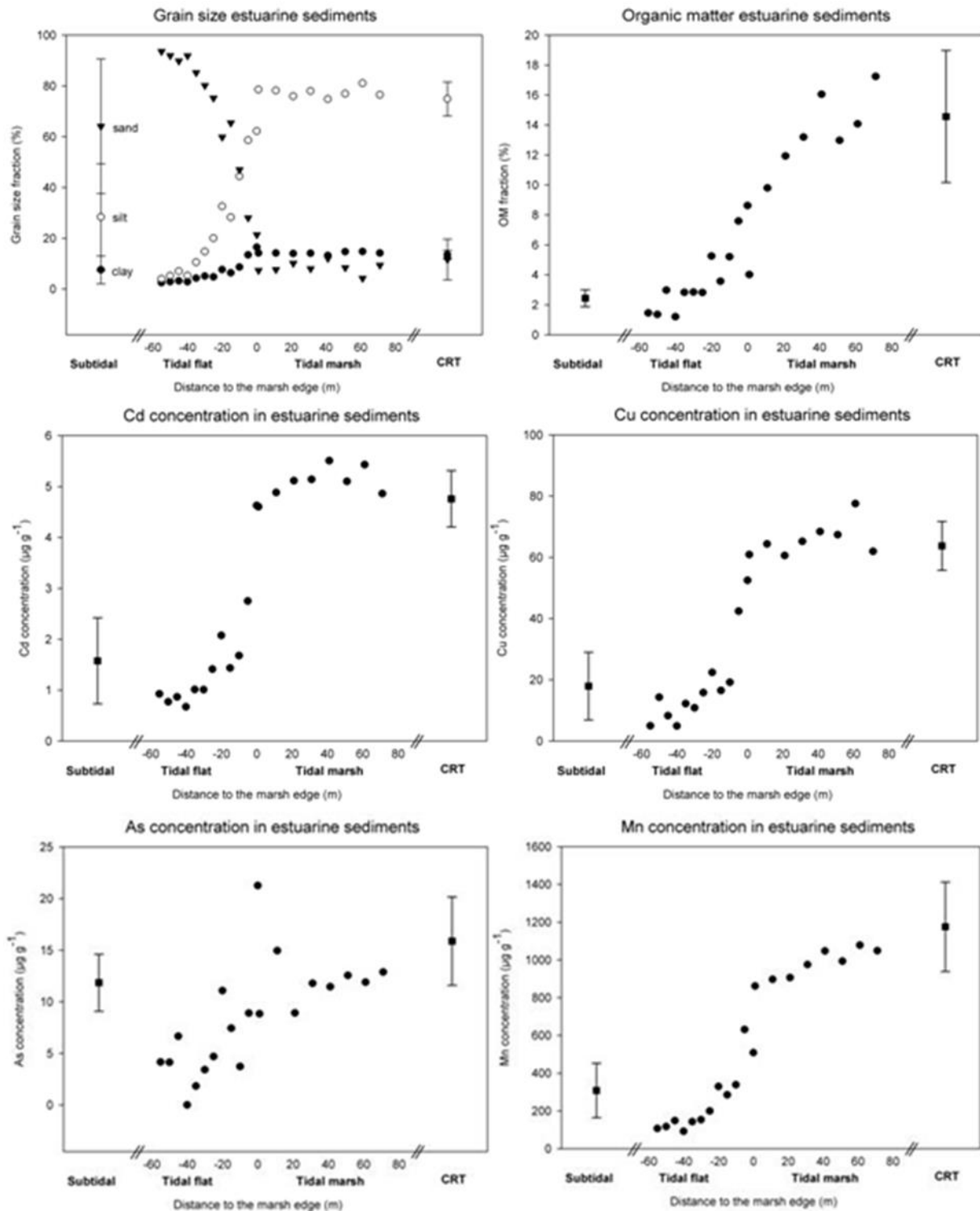
Figuur 10.11 Conceptuele figuur over de processen en bijdrage van verschillende zones in de depositie van metaal gecontamineerde sedimenten.

10.4.3. Resultaten en discussie

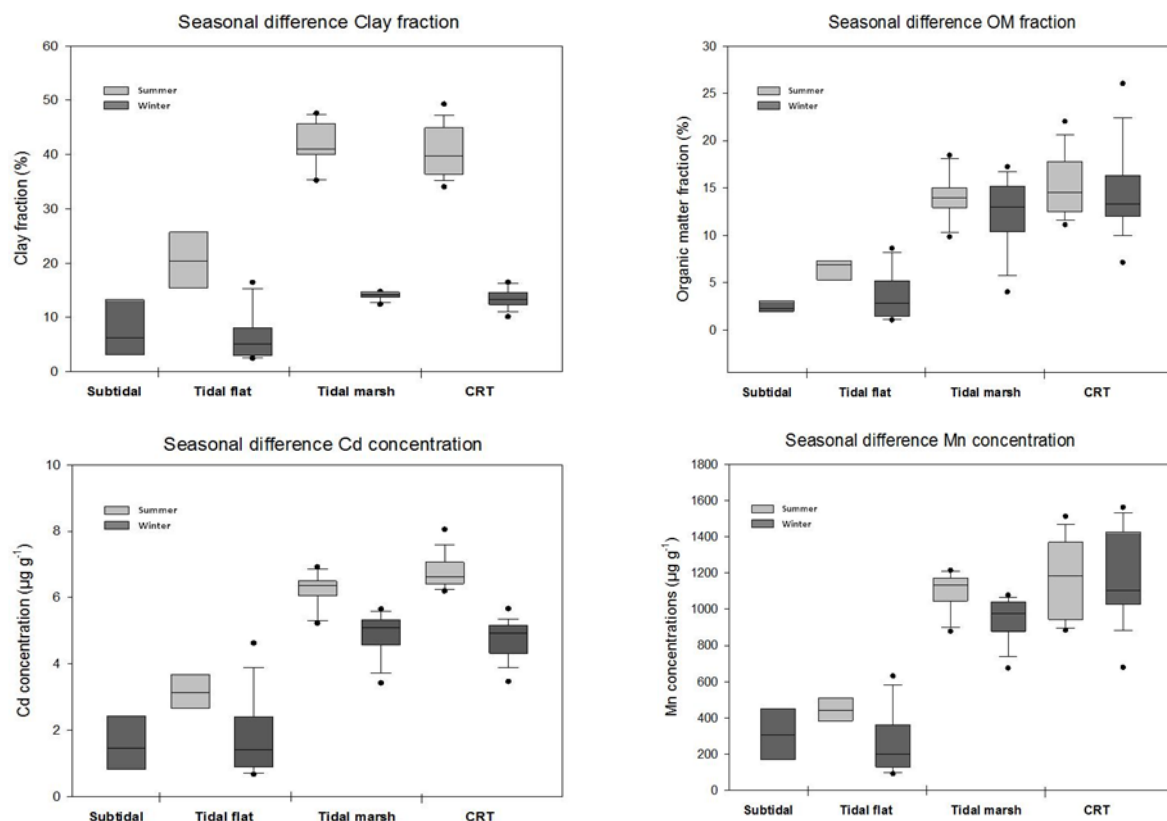
De concentratie aan metalen in afgezette sedimenten zijn lager in het subtidaal en het slik dan in het schor en Lippenbroek (Figuur 10.12). Deze patronen zijn vergelijkbaar voor de verschillende gemeten metalen en voor de fractie organisch materiaal, klei en leem en tegenovergesteld voor de zandfractie. Metalen in het pelagiaal adsorberen bij voorkeur aan fijnere sediment deeltjes en organische deeltjes. Het is deze fractie die wordt afgezet in het schor en het Lippenbroek, waar stroomsnelheden lager zijn dan in het slik of subtidaal. De zeer sterke correlatie tussen de verschillende metalen en sediment karakteristieken (zie Tabel 10.2) toont aan dat de lagere stroomsterkte en daaraan gekoppelde depositie van de fijnere sedimentfractie een belangrijk proces is voor alle gemeten metaalconcentraties. Metaalconcentraties in afgezette sedimenten van het schor en overstromingsgebied zijn hoger, dus, afhankelijk van de hoeveelheden afgezette sedimenten, kunnen deze gebieden een hogere bijdrage leveren aan de verwijdering van metalen uit het estuarium. Door de stagnante fase tijdens vloed in het Lippenbroek zou depositie van een nog fijnere fractie met hogere concentraties aan metalen ten opzichte van het schor in dit gebied verwacht kunnen worden. Dit blijkt echter niet uit de resultaten (zie ook Teuchies et al., 2012).

Tabel 10.2 Pearson correlatie coëfficiënten tussen de verschillende metalen en sediment karakteristieken gebaseerd op de gegevens van alle zones en beide seizoenen, alle p waarden <0.0001

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	clay	silt	sand	OM
As	0.762	0.814	0.768	0.762	0.79	0.693	0.759	0.518	0.578	-0.694	0.729
Cd		0.949	0.889	0.847	0.927	0.852	0.895	0.794	0.676	-0.906	0.805
Cr			0.921	0.859	0.937	0.868	0.919	0.679	0.71	-0.873	0.807
Cu				0.901	0.956	0.805	0.988	0.487	0.865	-0.893	0.843
Mn					0.959	0.845	0.906	0.575	0.728	-0.835	0.941
Ni						0.909	0.959	0.646	0.782	-0.911	0.904
Pb							0.814	0.724	0.585	-0.803	0.853
Zn								0.496	0.843	-0.881	0.848



Figuur 10.12 Korrelgrootte verdeling (%) (klei: $<4\mu\text{m}$; leem: $>4\mu\text{m}$ $<63\mu\text{m}$; zand $>63\mu\text{m}$), organische fractie (%) en concentratie cadmium (Cd), koper (Cu), arseen (As) en mangaan (Mn) in de subtidale en intertidale zones voor het Lippenbroek en in het Lippenbroek (CRT) zelf.



Figuur 10.13 gehalte klei (%), organische fractie (%) en concentratie Cd (µg g⁻¹) en Mn (µg g⁻¹) in subtidaal, slik, schor en Lippenbroek in zomer (licht grijs) en winter (donker grijs).

De variatie in metaalconcentraties binnen het Lippenbroek is vergelijkbaar met het schor (behalve voor Mn, grotere variatie), ondanks de grotere hoogteverschillen en grotere variatie in afgezette sedimenten in het Lippenbroek (Tabel 10.2).

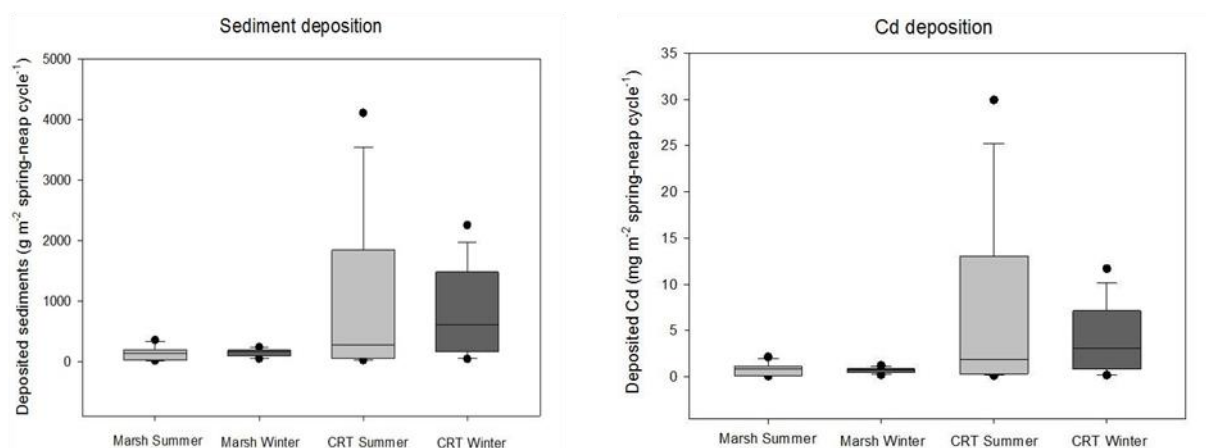
Tabel 10.3 concentratie aan metalen (gemiddeld) in oppervlakte sedimenten van subtidaal en slik en in afgezette sedimenten op het schor en Lippenbroek in zomer en winter.

	Subtidal	Tidal Flat		Tidal Marsh		CRT	
	Winter	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer
As	11.86	7.79	7.54	11.68	15.03	15.88	16.95
Cd	1.58	2.00	3.29	4.90	6.22	4.76	6.77
Cr	35.09	41.09	46.59	74.31	83.74	78.72	97.01
Cu	17.95	23.94	24.29	63.22	57.74	63.75	64.33
Mn	308.28	323.07	447.21	941.52	1095.27	1175.55	1169.15
Ni	10.46	10.94	13.08	26.90	29.06	27.76	31.20
Pb	34.59	47.38	49.36	97.63	120.70	101.33	135.03
Zn	189.37	240.81	249.05	515.22	476.52	500.30	513.83
Clay	7.57	8.32	20.66	14.04	41.62	13.52	40.53
Silt	28.34	33.91	47.32	76.45	57.12	74.86	59.01
Sand	64.09	57.77	32.02	9.51	1.26	11.62	0.46
OM	2.44	4.84	6.42	12.33	13.99	14.57	15.15

De sedimenten afgezet op het schor en Lippenbroek in de zomer hebben een hogere concentratie aan Cd (Figuur 10.13). Voor de andere gemeten metalen zijn de verschillen veel

kleiner. Er is een zeer groot verschil in gehalte klei tussen zomer en winter (Figuur 10.13). De lagere kleigehalten in de sedimenten afgezet in de winter kunnen het verschil in Cd verklaren. Een hoger debiet en hogere stroomsnelheden in de winter kunnen een verklaring zijn voor de fractie klei en Cd.

Ondanks het verschil in korrelgrootteverdeling tussen sedimenten afgezet in de winter en zomer werden er geen verschillen gevonden in de hoeveelheid sediment afgezet tijdens beide springtij – doodtij cycli (Figuur 10.14). De hoeveelheid sediment afgezet in het Lippenbroek is veel groter dan in het schor. Ook de variatie in afgezette sedimenten is hier veel groter. De variatie wordt veroorzaakt door de hoogteverschillen binnen het gebied. Het wordt verwacht dat de variatie in hoogte binnen het Lippenbroek snel zal verminderen. De totale sedimentatiesnelheid zal echter hoger blijven dan in het buitendijkse schorgebied (Vandenbruwaene et al., 2011), doordat sedimentatie samenhangt met overstromingsfrequenties welke direct afhangen van sluisdimensies. De hoeveelheid afgezette sedimenten bepalen in sterke mate de hoeveelheid metalen die er wordt afgezet in een gebied. Hierbij verdwijnen de seizoensverschillen.



Figuur 10.14 de hoeveelheid sediment (g m^{-2}) en de hoeveelheid Cd (mg m^{-2}) afgezet tijdens één sprintij doodtij cyclus in het schor en Lippenbroek, in de zomer en de winter

10.4.4. Conclusie

In overstromingsgebieden worden grote hoeveelheden sedimenten afgezet. Geadsorbeerde metalen worden hierdoor uit het oppervlaktewater verwijderd, afgezet met sedimenten en op termijn begraven onder nieuwe sedimentlagen. De recente en toekomstige implementatie van overstromingsgebieden langsheen het Schelde-estuarium kan een bijdrage leveren aan de filterende functie van het estuarium. De metalen komen echter in deze gebieden terecht waar ook natuurontwikkeling een belangrijke rol speelt. Afhankelijk van de sedimentkarakteristieken kunnen metalen al dan niet mobiel(er) zijn in afgezette sedimenten. Deze diagenetische mobiliteit en bio-beschikbaarheid van metalen is afhankelijk van tal van factoren (bv. fractie klei, organisch materiaal of carbonaten, redoxpotentiaal, pH, aanwezigheid van sulfiden of Fe- en Mn-oxiden). Daarnaast wordt het gebied gekoloniseerd door planten en dieren. Deze organismen kunnen de metalen uit de sedimenten opnemen en transfer naar de voedselketen verhogen.

10.4.5. Referenties zware metalen

- Teuchies J, Beauchard O, Jacobs S, Meire P. Evolution of sediment metal concentrations in a tidal marsh restoration project. *Sci. Total Environ.* 2012; 419: 187-195.
- Vandenbruwaene W, Maris T, Cox TJS, Cahoon DR, Meire P, Temmerman S. Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh. *Geomorphology* 2011; 130: 115-126.

10.5. Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek

10.5.1. Inleiding

Stijging van de zeespiegel en een verhoogde stormintensiteit en –frequentie vormen een zware bedreiging voor laaggelegen kustzones en estuaria. In deze gebieden spelen schorren een belangrijke rol door het verspreiden van de getijdenenergie en bescherming tegen stormvloeden (Mitsch and Gosselink, 2000). Naast de veiligheidsfunctie spelen schorren een belangrijke rol in nutriëntencyclering (o.a. Gribsholt et al., 2005; Jacobs et al., 2008; Struyf et al., 2006) en worden ze gekenmerkt door hoge habitatdiversiteit. Ondanks deze waardevolle ecosysteemfuncties is globaal een enorm verlies aan schorrenareaal waargenomen over de afgelopen decennia (Lotze et al., 2006), voornamelijk veroorzaakt door menselijke activiteiten, zoals indijken en havens. Verschillende landen hebben plannen voor het herstel van schorren op eerder ingepolderd land, of hebben deze plannen recent uitgevoerd, om de waardevolle ecosysteemfuncties van schorren te herstellen (Williams and Faber, 2001; Bakker et al., 2002; Pethick, 2002; Wolters et al., 2005; Cox et al., 2006; French, 2006; Maris et al., 2007).

Het succes van ontpoldering hangt voornamelijk af van de geïnduceerde sedimentatie- en erosieprocessen. Een toename van de oppervlaktehoogte heeft een effect op de waterbergingcapaciteit van het ontpolderde gebied en daarmee het bufferend effect bij overstroming. Aan de andere kant zijn veranderingen in hoogte cruciaal voor de kolonisatie en evolutie van schorrenecosystemen. In het Schelde-estuarium is het gemiddeld hoogwater niveau (Mean High Water Level; MHWL) veel sterker toegenomen vergeleken met de Belgische kustzone (resp. 1,5 en 0,3 m) over de laatste 100 jaar (Temmerman et al., 2004b).

In de 20^e eeuw is de relatieve oppervlak aan intertidale gebieden verminderd met ongeveer 20% (Meire et al., 2005).

Om opgewassen te zijn tegen de problemen van zeespiegelstijging en het verlies van intertidale gebieden worden ingepolderde gebieden langs het Belgisch gedeelte van het estuarium omgezet in Gecontroleerde Overstromings Gebieden (GOG) met een Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GGG) (Cox et al., 2006; Maris et al., 2007).

Vanaf de introductie van het getij in het Lippenbroek hebben sedimentatie- en erosieprocessen een effect op de oppervlakte-topografie. Doordat de resulterende oppervlaktehoogte-veranderingen bepalend zijn voor de waterbergingcapaciteit en de ecologische ontwikkelingen van het systeem is precieze kennis van patronen van snelheden en hoogteveranderingen essentieel.

10.5.2. Methodiek

Door gebruik te maken van verschillende korte en lange termijnmethodes wordt vanaf 2006 de sedimentatie-erosie opgevolgd. Korte termijn methodes omvatten metingen over 1 of twee getijdencycli (eb-vloed), de lange termijnmethodes metingen over meerdere cycli (inclusief spring- en doottij).

Korte termijnmetingen

Hiervoor werden tot en met 2008 zowel sediment traps (ST's) als siphon samplers (SS's) gebruikt. SS's werden gebruikt om zwevende stof concentraties in de waterkolom bij instroom te bepalen. ST's (ong. 50 stuks) werden uitgelegd om gedurende 1 of 2 getijdencycli sediment te vangen en een beeld te geven van de ruimtelijke verdeling van sedimentatie in het gebied. Deze traps zijn ook gebruikt voor het onderzoek op zware metalen, zie paragraaf 10.4.

Vanaf 2008 waren deze korte termijnmetingen geen onderdeel van het OMES-bestek (16EI/10/49) en werden in de periode oktober 2009 – december 2010 niet uitgevoerd. Vanaf 2011 zijn de ST's weer opgenomen in het OMES-bestek en toegepast wanneer getijdenmetingen plaatsvonden.

Lange termijnmetingen

Hieronder vallen opnames van kreekmorfologie en metingen van Marker Horizons (MH's) en Surface Elevation Tables (SET's). De ontwikkeling van de geulen wordt jaarlijks opgevolgd gebruik makende van een Total Station. Voor de hoofd- en zijgeul (vanaf 2006) en een aantal andere nieuwgevormde geulen (vanaf 2008) werden niet alleen thalweg, maar ook dwarstransecten opgemeten. Daarnaast werd van nieuwgevormde kreken ook de thalweg ingemeten, waarbij de geuldiepte als meetcriterium werd gebruikt. Bij MH-metingen wordt de hoeveelheid afgezet sediment op een herkenbare witte laag gemeten op 25 vaste meetlocaties. Door de beperkte nauwkeurigheid van deze methode worden de metingen slechts 1 keer per jaar uitgevoerd. De SET-metingen worden elke 2 maanden uitgevoerd, waarbij heel nauwkeurig (2 mm nauwkeurigheid) hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak op 10 vaste meetlocaties in het Lippenbroek en op 3 referentiesites op het aangrenzend schor, wordt bepaald.

Omdat het Lippenbroek op veel plekken volledig overgroeit is met vegetatie was in 2010 geen enkele SET-locatie meer zonder vegetatie, die droogvalt tijdens laag water. Om toch een goed beeld te krijgen van sedimentatiepatronen, zijn in de zomer van 2010 op drie locaties in het Lippenbroek nieuwe SET's geïnstalleerd, welke zich op kale slikken bevinden. Ook deze locaties zijn vanaf toen elke 2 maanden ingemeten.

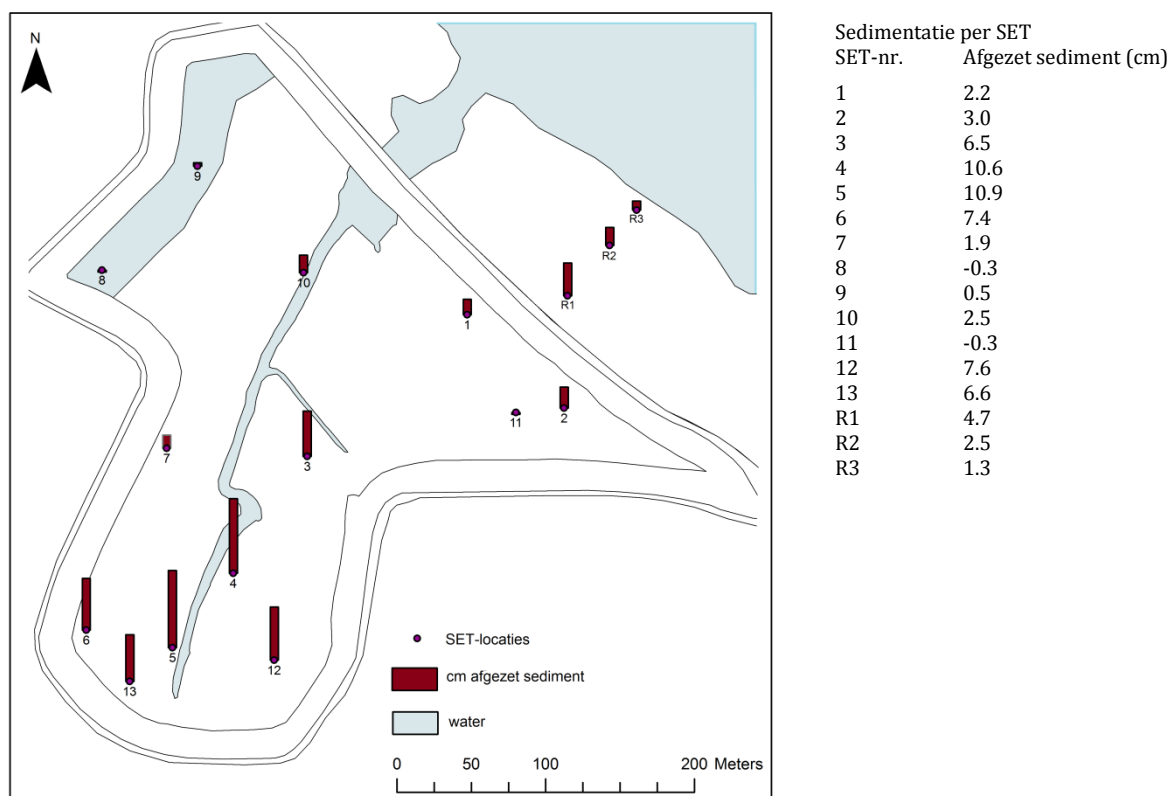
Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de meetmethodes wordt verwezen naar het OMES-eindrapport van 2007 (Maris et al., 2007).

10.5.3. Resultaten en discussie: SET

Het voorliggend hoofdstuk gaat in op de door de UA uitgevoerde metingen tussen 2010 en 2011 op het gebied van sedimentatie en erosie, betreffende SET-methode en kreekmorfologie. In het hoofdstuk over zware metalen in het Lippenbroek wordt ook ingegaan op de ST's.

In het Lippenbroek liggen totaal 13 meetlocaties waar elke 2 maanden lange termijn hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak worden opgevolgd met behulp van zgn. Surface Elevation Tables (SET's). Om de toestand in het Lippenbroek te vergelijken met een natuurlijk situatie zijn er 3 SET-metlocaties in het aangrenzende, buitendijkse schor 'De Plaat'. Figuur 10.15 is een ruimtelijke weergave van de ophoging van de meetlocaties in het Lippenbroek over 2010-2011.

De resultaten van de SET-metingen van maart 2006 tot maart 2010 zijn verwerkt in een wetenschappelijke publicatie (Vandenbruwaene et al., 2011), waarvan hieronder onderdelen zijn toegevoegd. De oorspronkelijke figuren van dit artikel zijn geüpdate met alle metingen die na maart 2010 nog zijn uitgevoerd. Ook zijn in de figuren de nieuwe meetlocaties opgenomen: SET 11, 12 en 13.



Figuur 10.15 Ruimtelijke weergave van variatie in hoogteveranderingen (cm/jaar) sinds september 2010. Cijfers staan voor de nummers van de meetlocaties, de balken voor de hoeveelheid sediment dat zich tussen september 2010 en september 2011 heeft afgezet. De nieuwe SET's zijn aangegeven met de nummers 11, 12 en 13, de referentieSET's op het aangrenzend schor R1, R2 en R3. Rechts staan de exacte hoeveelheden afgezet sediment in cm.

Algemeen resultaat: In het Lippenbroek wordt een positief verband gevonden tussen de gemiddelde hoogteverandering en overstromingsfrequenties: laaggelegen locaties overstroomden vaker dan hoger gelegen locaties, waardoor de lagere sneller ophogen (Maris et al., 2008; Vandenbruwaene et al., 2011). Dit verband is niet significant verschillend voor het Lippenbroek en het aangrenzend referentieschor.

Gedetailleerd resultaat en discussie: Gebaseerd op de initiële hoogteligging in 2006 zijn de verschillende SET-locaties ingedeeld in lage, middel en hoge hoogteligging (Figuur 10.16). De lage sites worden gekenmerkt door een sterke toename in hoogte (Figuur 10.16) met snelheden van 0,109 tot 0,134 m/jaar tijdens het eerste jaar (Figuur 10.17). Het gevolg hiervan is dat met de tijd de lagere sites minder overstroomd worden, waardoor de ΔE -snelheden geleidelijk verminderen naar 0,085 m/jaar in het 4^e jaar en de oppervlakte minder verhoogt in tijd (Figuur 10.16). Een vergelijkbaar patroon wordt geobserveerd voor de middelhoge sites, maar de initieel geobserveerde ΔE -snelheden zijn lager (0,04 tot 0,055 m/jaar in het 1^e jaar), doordat deze sites hoger liggen en daarmee minder overstroomd worden. De afname van ΔE -snelheid in tijd is ook langzamer dan de laaggelegen sites (vgl. site 1 en 4, Figuur 10.17). Voor de hooggelegen sites zijn de ΔE -snelheden duidelijk lager (0,001 tot 0,01 m/jaar), doordat deze zelden overstroomden. De ΔE -snelheid kan als constant worden beschouwd (dat is 0,0005 m/jaar voor site 10, zie Figuur 10.17).

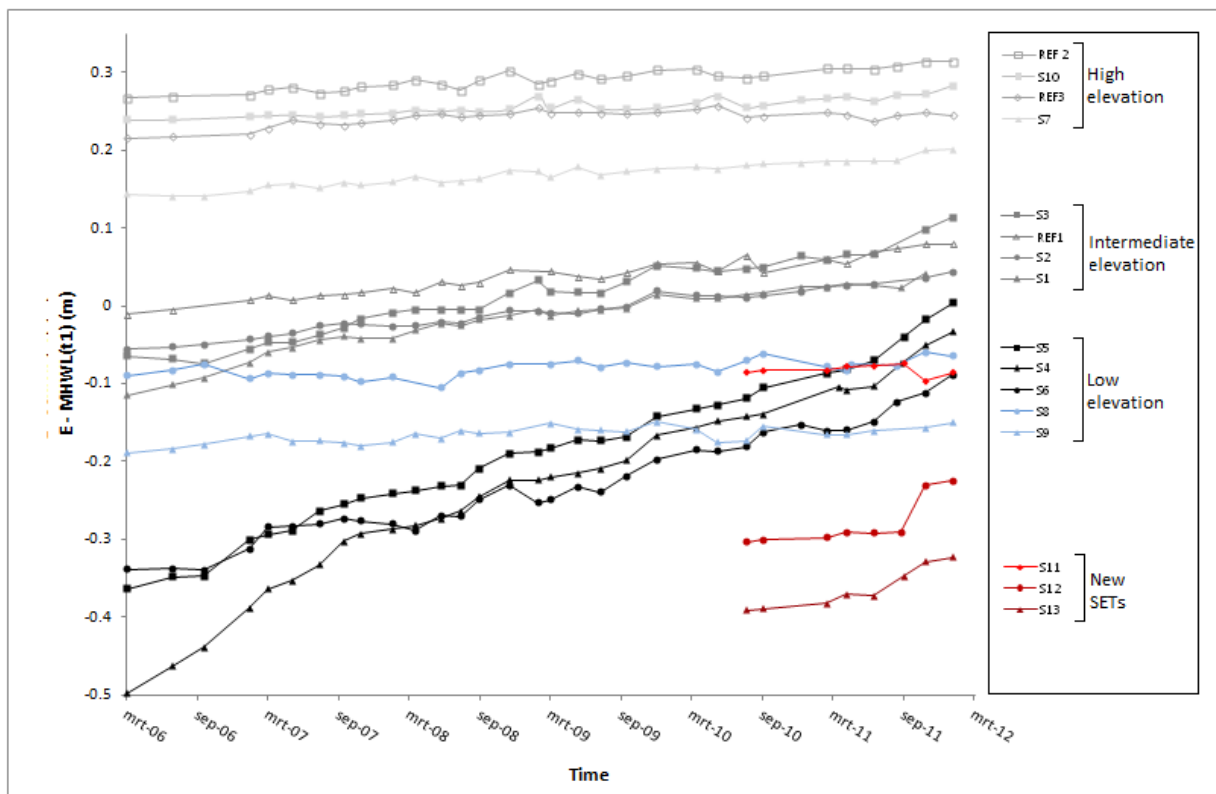
SET 12 en 13 vertonen in de zomer van 2011 ook hoge sedimentatiesnelheden. Echter, dit zou ook verwacht worden van SET 11, maar deze vertoont zelfs een afname. Dit kan verklaard worden door de manier van meten; normaal gesproken worden alle SET's, behalve 8 en 9 welke permanent onder water staan, ingemeten wanneer het getij weg is. SET 11 draineert zeer slecht,

waardoor het niet altijd mogelijk is te meten zonder water. De nauwkeurigheid van de meting wordt hierdoor beïnvloed, omdat de SET-pennen niet op zicht, maar op gevoel op het sediment worden geplaatst.

SET's 8 en 9 zijn locaties die continu onder water liggen maar wel een middelhoge ligging hebben. Beide meetlocaties liggen in een depressie die slecht gedraineerd wordt, doordat een naastliggende verhoging in de topografie de drainage tegengaat. Hoogteveranderingen van het waterniveau zijn veelal wel zichtbaar, maar input van zwevende stoffen wordt beperkt tot hoge springtijden. Hoogteveranderingen op deze locaties zijn erg klein. ΔE -snelheden komen overeen met hooggelegen sites (Figuur 10.16).

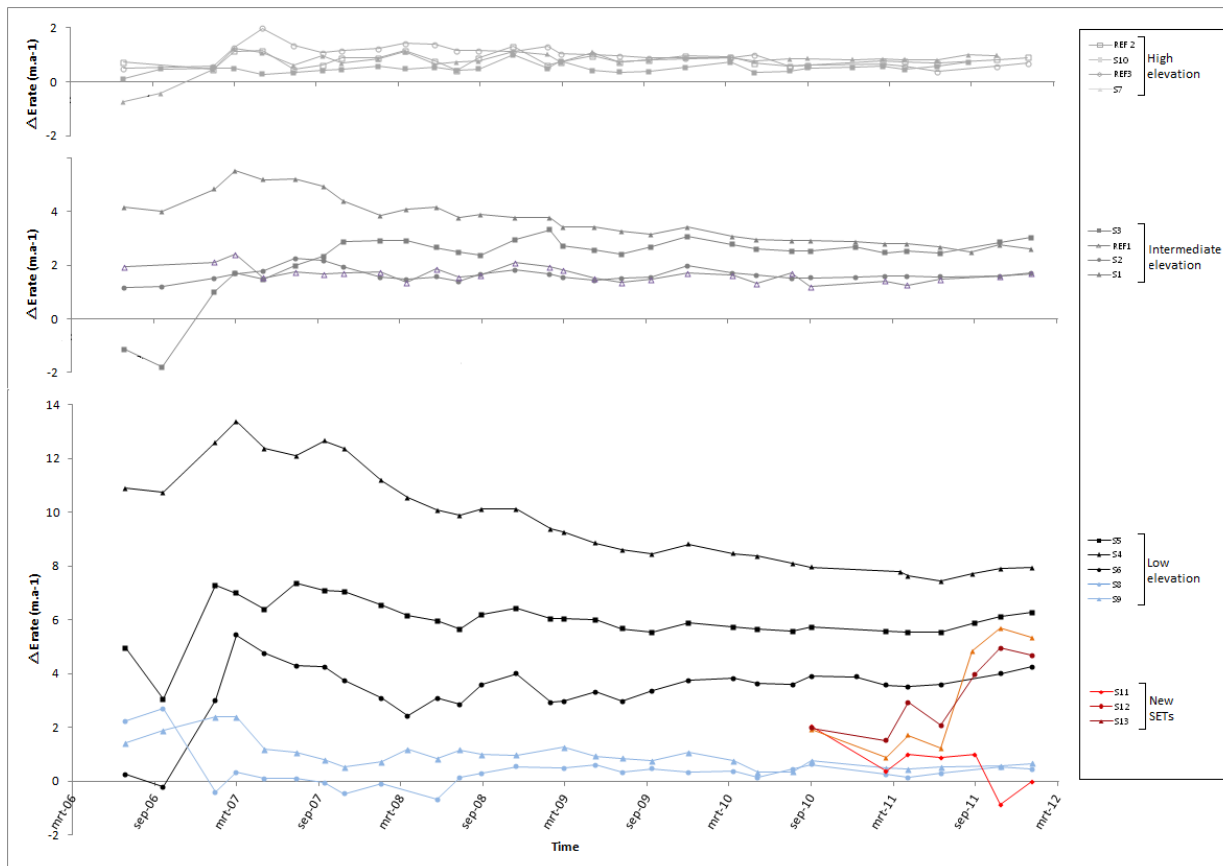
Doordat de laaggelegen locaties die niet continu onder water staan sneller ophogen dan de hoger gelegen locaties, ontstaat er een afvlakking van de topografie. Op natuurlijke schorren bestaat er een feedback loop tussen overstromingsfrequentie en ophoging.

De referentiesites hebben een initiële hoogteligging rond het gemiddeld hoogwaterniveau (MHWL) (R1, Figuur 10.16) of erboven (R2 en R3, Figuur 10.16). Voor R2 en R3 komen overstromingsfrequenties overeen met de hooggelegen zones van het Lippenbroek, en daarmee zijn ook de ΔE -snelheden en morfologische evoluties van gelijke aard (o.a. vgl. site 10 en R2, Figuur 10.16 en Figuur 10.17).



Figuur 10.16 Hoogteverandering-snelheden voor hooggelegen meetlocaties (boven), gemiddelde meetlocaties (midden) en laaggelegen meetlocaties (onder). Figuur gebaseerd op Fig. 4B uit Vandenbruwaene et al., 2011.

N.B. Veranderingen van het sedimentatieoppervlak zijn een resultaat van zowel sedimentatie als inklinking en erosie. Daarom wordt in dit geval geen gebruik gemaakt van het begrip sedimentatiesnelheid, maar gemiddelde hoogteverandering (ΔE).



Figuur 10.17 Hoogteveranderingen (t.o.v. het gemiddeld hoogwaterniveau jaar 1) over een periode van 6 jaar voor alle meetlocaties. Gebaseerd op Fig. 4A in Vandenbruwaene et al., 2011.

10.5.4. Samenvatting publicatie “Vandenbruwaene et al., 2011”:

Na modellering van een scenario zonder gemiddeld hoogwaterniveau (MHWL)-stijging in het estuarium blijkt dat de typische feedback tussen ophoging en overstromingsfrequentie (ophoging zorgt voor vermindering van overstroming en zo minder ophoging) in een natuurlijk schor afwezig is voor het Lippenbroek. Dit wordt veroorzaakt doordat de uitwisseling van water tussen het Lippenbroek en het estuarium afhankelijk is van de sluis dimensies, waardoor het volume dat het Lippenbroek instroomt constant blijft, ondanks de schorverhoging. Vervolgens volgt het gemiddeld hoogwaterniveau de verhoging van het GGG-oppervlak, wat na 75 jaar zal resulteren in 2-2,5 keer grotere hoogtestijging in het GGG en een snellere afname van ruimtelijke hoogteverschillen.

Onder een scenario van constante MHWL-stijging (historische snelheid van 1,5 cm/jaar) zal het evenwichtsniveau (t.o.v. MHWL) 0,13 m lager liggen in het Lippenbroek en zal 2x zo snel worden bereikt.

Onder een scenario van versnelde MHWL-stijging (versnelling van 0,02 cm/jaar) zal het GGG niet opgewassen zijn tegen de MHWL-stijging; na 75 jaar zal het hoogte van het Lippenbroek al 0,21 m lager liggen dan voor een natuurlijk schor.

Samenvattend demonstreert dit artikel dat ondanks een kort termijn (4 jaar) hoogteveranderingen van het Lippenbroek gelijk zijn aan die van een natuurlijk schor, maar dat de systemen anders zullen evolueren als reactie op zeespiegelstijging op de lange termijn (10-100 jaar).

10.5.5. “Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh”

Wouter Vandenbruwaene^a, Tom Maris^a, Tom J.S. Cox^{a,b}, Donald R. Cahoon^c, Patrick Meire^a, Stijn Temmerman^a

a University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1-c, B-2610 Wilrijk, Belgium

b Centre for Estuarine and Marine Ecology (CEME), Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Koningaweg 7, 4401 AC Yerseke, The Netherlands

c US Geol Survey, Patuxent Wildlife Research Center, 10300 Baltimore Avenue, BARC-EAST Building #308, Beltsville, MD 20705, USA.

Geomorphology 130(2011):115-126

I. Nederlandstalige inleiding

Op natuurlijke schorren worden ruimtelijke variaties van sedimentatiesnelheden bepaald door ruimtelijke variaties van het oppervlaktehoogte en de afstand tot krekens (Leonard, 1997; Temmerman et al., 2003b). Hoe hoger het schorplatform, hoe minder het overstromd en hoe kleiner de toename van hoogteligging (Pethick, 1981; Allen, 1999, 2000; Temmerman et al., 2003a). Daarnaast, met oog op de krekens, is de sedimentatiesnelheid typisch het hoogst dichtbij de krekens en neemt af met een toenemende afstand tot de krekens (dat is een toenemende afstand tot sedimentbron) (French et al., 1995; Reed et al., 1999).

Temporele variaties van schorsedimentatie zijn gerelateerd aan variaties van de overstroming (frequentie, hoogte, duur) en seizoenale variaties van zwevende sedimentaanvoer (Hutchinson et al., 1995; Leonard, 1997; Temmerman et al., 2003a). Het gecombineerde effect van ruimtelijke en temporele variaties van sedimentatiesnelheden resulteert in een aantal typische patronen voor lange termijnveranderingen van schorhoogte en schorvegetatie.

(1) Ruimtelijke hoogteverschillen in het schorplatform verminderen met de tijd; laaggelegen delen nemen sneller toe in hoogte dan hoger gelegen delen. Dit leidt tot een vermindering van ruimtelijke variatie van overstromingsfrequentie en daarmee een verlies aan habitatdiversiteit.

(2) Onder het scenario van constante zeespiegelstijging en voldoende sedimentaanvoer zal het schorplatform mee toenemen, resulterend in een vermindering van overstromingsfrequentie en daarmee een vermindering van platformverhoging. Uiteindelijk zal het platform een evenwichtsniveau (gemiddeld hoogwaterniveau) bereiken en de snelheid van het verhogen van het platform gelijk zijn aan de snelheid van zeespiegelstijging. (o.a.: Allen, 1990; French, 1993; Temmerman et al., 2004b; Kirwan and Temmerman, 2009). De asymptotische toename van schorhoogte drijft de successie van schorvegetatie van een pioniervegetatie (met hoge overstromingsfrequentie) naar een climaxvegetatie (met lage overstromingsfrequentie) op het evenwichtsniveau.

(3) Onder het scenario van toenemende zeespiegelstijging zal het schorplatform toenemend worden overstromd. Dit wordt gedeeltelijk opgevangen door een toename van platformverhoging met als gevolg dat schorren een (lager) evenwichtsniveau kunnen handhaven. Op deze manier zal de (lage schor)pioniervegetatie blijven bestaan. Maar als een kritische drempel van verhoogde zeespiegelstijging en lage sedimentaanvoer wordt overschreden, zal schorrenvegetatie sterven wat zal leiden tot kale slikken of open water (o.a. Reed, 1995).

Het is duidelijk dat de precieze natuur van de hierboven beschreven mechanismen sterk afhangt van de sterkte van de feedback tussen toename van hoogte en overstroming: hoe sterker deze feedback, 1) hoe sneller de hoogteverschillen zullen verminderen en habitatdiversiteit zal afnemen; 2) hoe hoger het evenwichtsniveau t.o.v. de gemiddelde zeespiegel; en 3) hoe hoger het vermogen van schorren om versnellingen in zeespiegelstijging bij te houden.

Er kan verwacht worden dat in een schorrenstelsel dat zich ontwikkelt onder een gecontroleerd gereduceerd getijden (GGG) regime de hierboven beschreven mechanismen en daarmee hoogteveranderingen verschillen van die van een natuurlijk schorrenstelsel. Voor een GGG-schor is de getijdencurve sterk vervormd, met lagere en langere overstromingen. Een negatief verband tussen ruimtelijke variaties in hoogte (overstromingsfrequentie) en de snelheid van oppervlakteverhoging wordt ook verwacht in een GGG-gebied, al is het onzeker of de sterkte van deze relatie vergelijkbaar is met die van een natuurlijk schorrenstelsel. Veranderingen in schorhoogte worden niet enkel bepaald door sedimentatieprocessen, maar ook door ophoping van organisch materiaal en autocompactie (Cahoon et al., 1995; Nyman et al., 2006). In een natuurlijk schor heeft de zoetwatergetijdenvegetatie al een climaxstadium bereikt, terwijl in het Lippenbroek de pioniersvegetatie de overhand heeft (Jacobs et al., 2009). Deze verschillen in vegetatiestructuur kunnen niet alleen leiden tot verschillen in de ophoping van

organisch materiaal, maar ook de vloedhydrodynamiek en daarmee de sedimentatieprocessen. Daarnaast wordt verwacht dat de temporele feedback tussen toename van hoogte en overstromingsfrequentie, welke typisch is voor een natuurlijk schorrensysteem, afwezig zal zijn in een GGG. In een GGG leidt een toename van bodemhoogte niet perse tot een vermindering van de overstromingsdiepte. Voor elk getij komt een gelijk volume het Lippenbroek in door een hoge inlaatsluis; Hoogwaterniveaus van het Lippenbroek volgen de algemene toename van bodemverhoging.

Het is dus onduidelijk:

- 1) Hoe snel hoogteverschillen en de daarmee gepaarde habitatdiversiteit verminderd in het Lippenbroek
- 2) Hoe snel en op welk niveau een evenwichtshoogte wordt bereikt onder een scenario van constante zeespiegelstijging
- 3) Of een GGG opgewassen is tegen een versnelde zeespiegelstijging.

In deze studie zijn ruimtelijke en temporele variaties in hoogteverandering (ΔE) in een GGG-schor (Lippenbroek) en het aangrenzend natuurlijk schor (de Plaat) gekwantificeerd. De sterkte van de ΔE -feedback voor beide systemen zijn vergeleken. Gebaseerd op deze data is een model gebouwd om de verandering van platformhoogte als reactie op zeespiegelstijging voor de komende eeuw te simuleren. Lippenbroek en De Plaat zijn vergeleken onder een scenario zonder zeespiegelstijging, een scenario met een constante zeespiegelstijging en een scenario met versnelde zeespiegelstijging. De resultaten van het model zijn geëvalueerd voor (1) de snelheid waarmee hoogteverschillen verminderen, (2) de snelheid en het niveau waarop een evenwichtshoogte wordt bereikt onder een constante zeespiegelstijging, en (3) het vermogen mee te stijgen met een versnelde zeespiegelstijging.

II. Methods

IIa. Field data

Before the flooding started in the CRT, a topographic survey was conducted. Point elevations were measured on a 25×25 m grid with a dGPS (accuracy ± 2 cm). Based on these measurements the initial digital elevation model (DEM) of the Lippenbroek was constructed with a resolution of 1 by 1 m. In December 2009 a second survey was performed (about 10×10 m grid), allowing us to generate a second DEM of the Lippenbroek surface, with the same resolution of 1 by 1 m, after nearly 4 years of reduced tidal flooding. The difference between both DEMs provided spatially distributed ΔE rates.

IIb. Channel formation

Before the tide was introduced, the ditch morphology was determined by measuring xyz-coordinates with a total station (Sokkia SET510k, accuracy 1–3 mm). Measuring points were located along the length profile (stream threads) of the ditches and along six cross sections. Along the length profile, points were measured every 10 m, over a minimum distance of 10 m.

IIc. The tide

The water level in the CRT was measured by use of a diver (Schlumberger, type DIVER). This device contains a water pressure sensor and has an accuracy of ± 1 cm. To accurately cover the tidal movement, the measuring frequency was set at 5 min. The tide was monitored at one location in the main channel (Fig. 2A). Tidal data of the Scheldt were provided by the Flemish Government (Flanders Hydraulics Research) and were measured in the same manner as in the CRT.

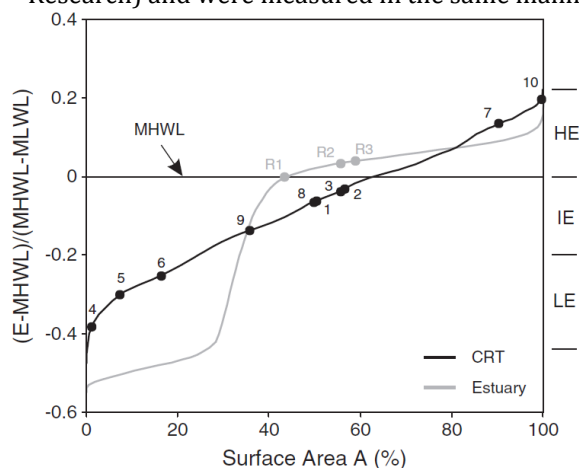


Fig. 3. The frequency distribution of the CRT (former polder) elevations and the elevations in the natural intertidal zones along the estuary. Elevations (E) are represented by the relative positions in the tidal frame (MHWL-MLWL) compared to the MHWL ($E - MHWL$). The elevation is subdivided (right side) into high elevated (HE), intermediate elevated (IE) and low elevated (LE).

III. Modeling long-term elevation changes in a CRT

IIIa. Building the model using empirical data

Spatio-temporal variations in sediment deposition on a tidal marsh platform are generally modeled as a function of tidal inundation (frequency, height, and/or duration), the distance from the creeks, and the distance from the marsh edge (Temmerman et al., 2003b; D'Alpaos et al., 2007; Kirwan and Murray, 2007). By use of a stepwise multiple exponential regression analysis we found that the last two parameters explained very little variation in our empirical dataset (see results Section IVb). We therefore built a simplified model, predicting ΔE rates uniquely as a function of tidal inundation, according to:

$$\Delta E = ah^b \quad (1)$$

where ΔE =the rate in elevation change ($m \cdot a^{-1}$); a and b are regression coefficients; and h =the mean water depth (m), which is defined as:

$$h = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^n (H_j - z_j) \quad (2)$$

where k =the number of tides during the considered time period; H_j =the high water level for tide j (m TAW); and z_j =the platform elevation at tide j (m TAW). If $H_j < z_j$ there is no inundation and $H_j - z_j = 0$.

Based on the ΔE measurements in the CRT and the tidal marsh (i.e. at the 13 SET locations, see Fig. 2A), we performed a non-linear exponential regression analysis between ΔE rates and mean water depths over four periods of about one year (March 2006 to March 2007, March 2007 to March 2008, March 2008 to March 2009 and March 2009 to December 2009). Based on this regression analysis the model coefficients a and b (Eq. (1)) were estimated. Hence the resulting equation explains both the spatial variation in ΔE rate (between the 13 SET locations) and the temporal variation (between the 4 periods).

Apart from elevation changes on the CRT platform, channel erosion has an effect on the changes in mean water depth. In order to account for channel erosion in the model, the observed total volumes of channel erosion were calculated and modeled as a function of time. Based on the yearly channel measurements, we quantified the volume of sediment eroded in the former ditches and in the new formed channels. First we performed a linear interpolation of elevation along the yearly measured stream threads (using ArcGis 9.2). In this way the change in elevation was determined for every point along the stream threads (length profiles). Secondly, using the cross-sectional data, we calculated the change in cross-sectional area and related this to the change in stream thread elevation for all cross sections.

Based on this relationship, the changes in stream thread elevation (derived from the yearly interpolation along the length profile) were converted to changes in cross-sectional area, and allowed us to calculate the total volume of eroded sediment in the channels. The temporal evolution of the eroded channel volume was then modeled as:

$$V_e(t) = c \ln(t) + d \quad (3)$$

where $V_e(t)$ =the eroded volume after t years (m^3); t =the number of years after the flooding started in the CRT; and c and d are regression coefficients. A logarithmic equation was used, simulating the initially fast erosion of channels directly after the introduction of the tide, followed by a decreasing rate of channel erosion, as the channels approached a dynamic equilibrium with the introduced tidal regime.

To obtain a representative distribution of high water levels in the CRT, we used the high water levels measured from March 2006 (start of flooding) until March 2007 (period of one year). In the model, these tidal data were used to calculate ΔE rates, with a yearly correction on the high water levels, a consequence of the CRT morphodynamics (see Section IIIb).

IIIb. Spatial implementation of the model

We implemented the model spatially so that it predicts the elevation at the end of every year t (where $t=1$ for the first year after flooding started in the CRT, etc.), and for each grid cell in the DEM with coordinates (x,y) , as:

$$z(x,y,t) = z(x,y,0) + \sum_1^t \Delta E(x,y,t) \quad (4)$$

where $z(x,y,t)$ is the elevation (m TAW) at the end of year t for each grid cell (x,y) ; $z(x,y,0)$ is the initial grid cell elevation before flooding started (m TAW); and $\Delta E(x,y,t)$ is the grid cell change in elevation (m) during year t . The grid cell change in elevation is dependent on the mean water depth (see Eq. (1)) and is written as:

$$\Delta E(x,y,t) = ah(x,y,t)^b \quad (5)$$

where $h(x,y,t)$ =the mean water depth (m) during year t for each grid cell (x,y) ; and a and b are the regression coefficients that were found based on our SET data. Eq. (5) is only valid for the CRT platform, for the channels no change in elevation was assumed ($\Delta E=0$). The grid cell mean water depth in Eq. (5) is defined as:

$$h(x,y,t) = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k H_j(t) - z(x,y,t-1) \quad (6)$$

where k =the number of tides during year t ; $H_j(t)$ =the high water level (m TAW) for a tide j during year t ; and $z(x,y,t-1)$ =the grid cell elevation (m TAW) at the end of year $(t-1)$ (i.e., beginning of year t). If $H_j(t) < z(x,y,t-1)$ the grid cell is not inundated and $H_j(t) - z(x,y,t-1) = 0$.

The high water levels $H_j(t)$ within a CRT rise in accordance with the rise of surface elevation in the CRT. As explained earlier, the supply of water is here determined by the sluice dimensions. This is an important difference with natural tidal marshes where a rise in surface elevation has no effect on the high water levels. We defined in the CRT model the term $H_j(t)$ as:

$$H_j(t) = H_j(1) + \sum_2^t H_m(t) + \sum_2^t H_e(t) \quad (7)$$

where $H_j(1)$ =the high water level (m TAW) for tide j during year 1 (i.e. the observed tidal data within the CRT from March 2006 until March 2007, thus after one year of flooding in the CRT); $H_m(t)$ =the mean effect of net sediment volume changes (morphodynamics) on the high water levels during year t (m); and $H_e(t)$ =the effect of a rise in MHWL in the estuary, on the CRT high water levels during year t (m).

The term $H_m(t)$ hereby is defined as:

$$H_m(t) = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k H_{m,j}(t) \quad (8)$$

where k =the number of tides in the input tidal dataset between March 2006 and March 2007; and $H_{m,j}(t)$ =the effect of net sediment volume changes on the high water level of tide j during year t (m). These sediment volume changes are the net result of platform elevation change and channel erosion at the end of year $(t-1)$ (i.e. beginning of year t). First the volume change caused by platform elevation change below the highwater level of tide j at the end of year $(t-1)$ is written as:

$$V_{\Delta E,j}(t-1) = \Delta x \Delta y \sum \Delta E_j(t-1) \quad (9)$$

where $V_{\Delta E,j}(t-1)$ =the change in volume caused by platform elevation changes (m^3) below the high water level of tide j during year $(t-1)$; $\Delta x \Delta y$ =the surface area of one grid cell in the DEM (m^2); and $\sum \Delta E_j(t-1)$ =the sum of the grid cell elevation changes (m), for the cells flooded by tide j during year $(t-1)$. Including the volume of sediment eroded in the channels (see Eq. (3)), we can now define the net effect of platform elevation change and channel erosion on the high water level in a CRT as:

$$H_{m,j}(t) = \frac{V_{\Delta E,j}(t-1) - V_e(t-1)}{A_j} \quad (10)$$

where $V_e(t-1)$ =the volume of sediment eroded in the channels (m^3) during year $(t-1)$; and A_j =the surface area flooded by the high water level of tide j (m^2). This effect is absent in the estuary, there sediment volume changes have no effect on the water level, and for a natural tidal marsh the term $\sum H_m(t)$ (see Eq. (7)) is equal to zero.

IIIc Model validation

Subtracting the DEM of December 2009 with the DEM of the former polder (see Fig. 2A) allowed us to calculate a ΔE rate map after nearly four years of reduced tidal flooding. From this raster map of ΔE rates (with 1 by 1 m raster cells) we overlaid analyses points (in a 10×10 m grid) and attributed to every point the observed elevation and observed ΔE rate, and the modeled elevation and modeled ΔE rate after four years. In this way, the observed data (based on the DEMs) are independent from the model (based on the SET data). We plotted the observed data against the modeled data and made a distinction between data points located in the vegetated and the unvegetated zones. Delineation of vegetation zones was based on satellite images of the CRT marsh in June 2010. The model was evaluated according to the model efficiency coefficient ME (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$ME = 1 - \frac{\sum (OBS - SIM)^2}{\sum (OBS - MEAN)^2} \quad (11)$$

where OBS = the observed elevation or ΔE rate; SIM = the simulated elevation or ΔE rate; and MEAN=the mean of the observed elevations or ΔE rates. Values for ME range from $-\infty$ to 1. The closer ME approaches 1, the better the model predicts observed values.

IIId. Model scenarios

Once the model was validated, it was used to simulate long-term trends of elevation change (75 years) under a scenario without MHWL rise, one with a constant MHWL rise and one with an accelerated MHWL rise. For each scenario we compared elevation changes within the CRT with the elevation changes of the natural tidal marsh. For natural tidal marshes, changes in sediment volume have no effect on the water level, and the term $\sum H_m(t)$ (Eq. (7)) was always equal to 0. In the estuary, at the Lippenbroek study area, the MHWL rise over the last decades is 1.5 cm a^{-1} (Temmerman et al., 2004b). Based on the relationship

between the high water levels in the CRT and the estuary, this corresponds with a MHWL rise of 1.176 cm a⁻¹ in the CRT (reduced tide). These values were used to simulate the scenario with constant MHWL rise. Within 50 years, almost a doubling of the sea-level rise is expected (IPCC, 2007). To simulate our scenario with accelerated MHWL rise, a yearly value of 0.02 cm a⁻¹ was added to the MHWL rise of 1.5 cm a⁻¹. After 50 years, the MHWL rise increased in this way from 1.5 cm a⁻¹ towards 2.5 cm a⁻¹. In the CRT a corresponding value of 0.0157 cm a⁻¹ was added to the value of 1.176 cm a⁻¹. The term $\Sigma H_e(t)$ in Eq. (7) stands for all scenarios involving MHWL rise. To evaluate the model scenarios and the differences between the CRT and the natural tidal marsh, 3 time parameters were introduced. First we define the term t_r , which is the time needed to reduce the platform elevation differences (morphological range) below a certain threshold value. The condition is written as:

$$(z_h - z_l) < \Delta z_{cr} \quad (12)$$

with z_h =the highest site elevation (m); z_l =the lowest site elevation (m); and Δz_{cr} =the critical elevation difference that defines the time t_r , in this study $\Delta z_{cr}=0.1$ m. Under a scenario with constant MHWL rise, an equilibrium is reached after a certain time t_e , where the ratio between the MHWL rise and the increase in platform elevation becomes very close to 1, and this for all sites on the platform (low, intermediate and high elevated sites). The condition to define the equilibrium time t_e is written as:

$$\left| 1 - \frac{H_r}{\Delta E} \right| < 0.05 \quad (13)$$

where H_r =the rise in MHWL (m a⁻¹); and ΔE =the ΔE rate (m a⁻¹).

Finally we introduce a condition that describes the ability of a platform to keep up with an accelerating MHWL rise. The condition is written as:

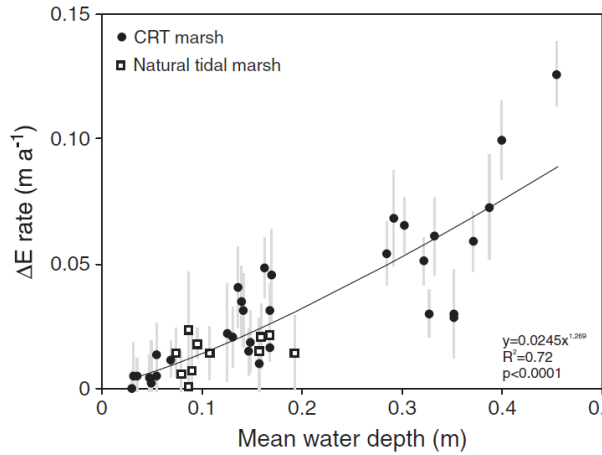


Fig. 5. Relationship between mean water depth and ΔE rate.

$$H_r > \Delta E_l \quad (14)$$

with ΔE_l =the ΔE rate (m a⁻¹) of the lowest elevated site. Once this condition is true, after a certain time t_a , the platform is no longer able to keep up with an accelerated MHWL rise. In total we introduced 3 time parameters (t_r , t_e , and t_a) defined by the conditions in Eqs. (12), (13) and (14), and which respectively describe: (1) the rate whereby elevation differences decrease, (2) the time needed for attaining an equilibrium level under a constant sea-level rise, and (3) the ability to keep up with an accelerating sea-level rise.

IV. Results

IVa. Observed ΔE rates

These results are explained in paragraph 9.3.3 I SET's

IVb. Explanatory variables for observed increase in elevation

The spatio-temporal variations in yearly ΔE rates at all sites (except from the tidal pool sites 8 and 9) were correlated to possible explanatory variables: mean water depth h (see Eq. (2)), the distance D_c to the nearest tidal channel, and the distance D_e to the inlet sluice (for sites in the CRT) or marsh edge (for marsh sites). This was done by a stepwise multiple exponential regression analysis. The mean water depth h explains by far the largest part of the variations in ΔE rates (Fig. 5, $R^2=0.72$, $p<0.0001$, $a=0.245$ and $b=1.269$), while the variables D_c and D_e have a negligible additional explanatory value (Table 1). Plotting

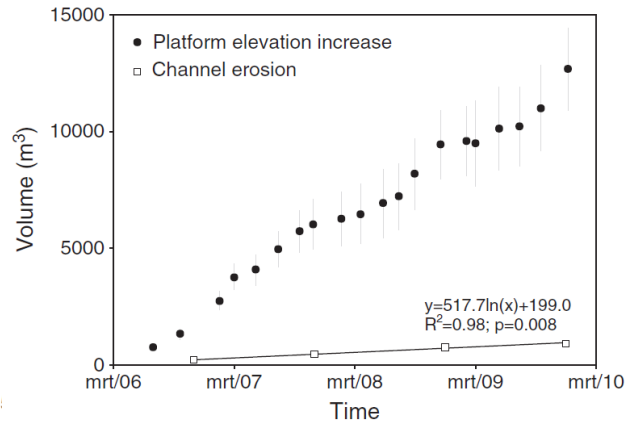


Fig. 6. Time evolution (nearly four years) of the calculated sediment volumes induced by the increase in CRT platform elevation, and the eroded sediment volumes in the CRT channels.

the ΔE rates against the mean water depth showed no significant difference between the ΔE rates observed in the CRT and on the tidal marsh (Fig. 5), hence both datasets were combined.

IVc. Platform elevation increase versus channel erosion

In a CRT, both platform elevation changes and channel erosion will contribute to net volume changes of the CRT and will have an effect on the high water levels within the CRT: greater increase in surface elevation than erosion will cause an increase in high water levels, while more erosion than increase in surface elevation will cause a decrease (see Eq. (10)). The total volume of platform elevation increase is significantly larger than the total volume of channel erosion (Fig. 6). The temporal evolution of eroded channel volumes follows a logarithmic relationship, which we used to predict channel erosion in our model (see Eq. (3); with $c=517.663$ and $d=198.974$).

Table 1

Contribution of the mean water depth h , distance D_c to the nearest tidal channel, and distance D_e from the inlet sluice (for the CRT sites) or tidal marsh edge (for the natural tidal marsh sites), to the rate in surface elevation change (ΔE rate).

Explanatory variables	R^2	p
h	0.72	<0.0001
D_c	0.01	0.62
D_e	0.31	0.001
h, D_c	0.35	0.002
h, D_e	0.57	<0.0001
D_c, D_e	0.57	<0.0001
h, D_c, D_e	0.58	<0.0001

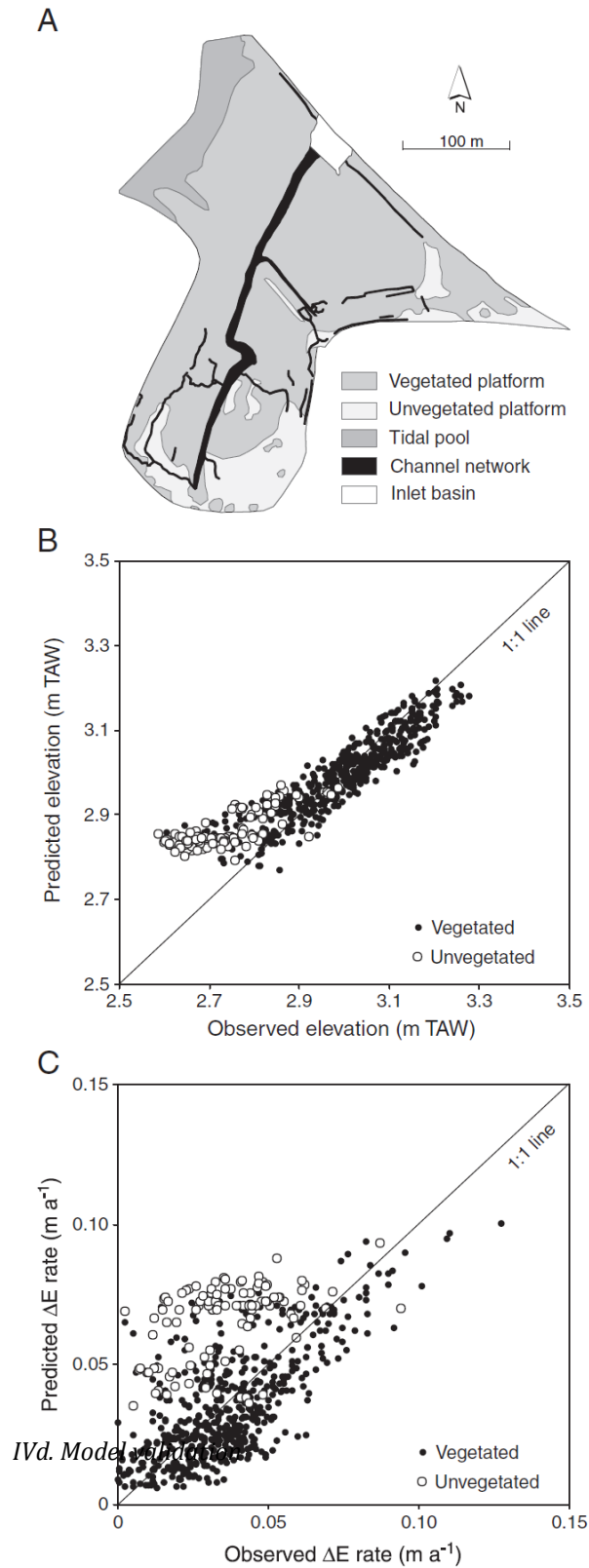


Fig. 7. (A) Vegetated and unvegetated zones, and channel network after nearly 4 years of tidal working. (b–c) Comparison between the observed elevation and the predicted elevation (in m TAW=the Belgian ordnance level) (B), and the observed ΔE rate and the predicted ΔE rate (C), both over a period of four years.

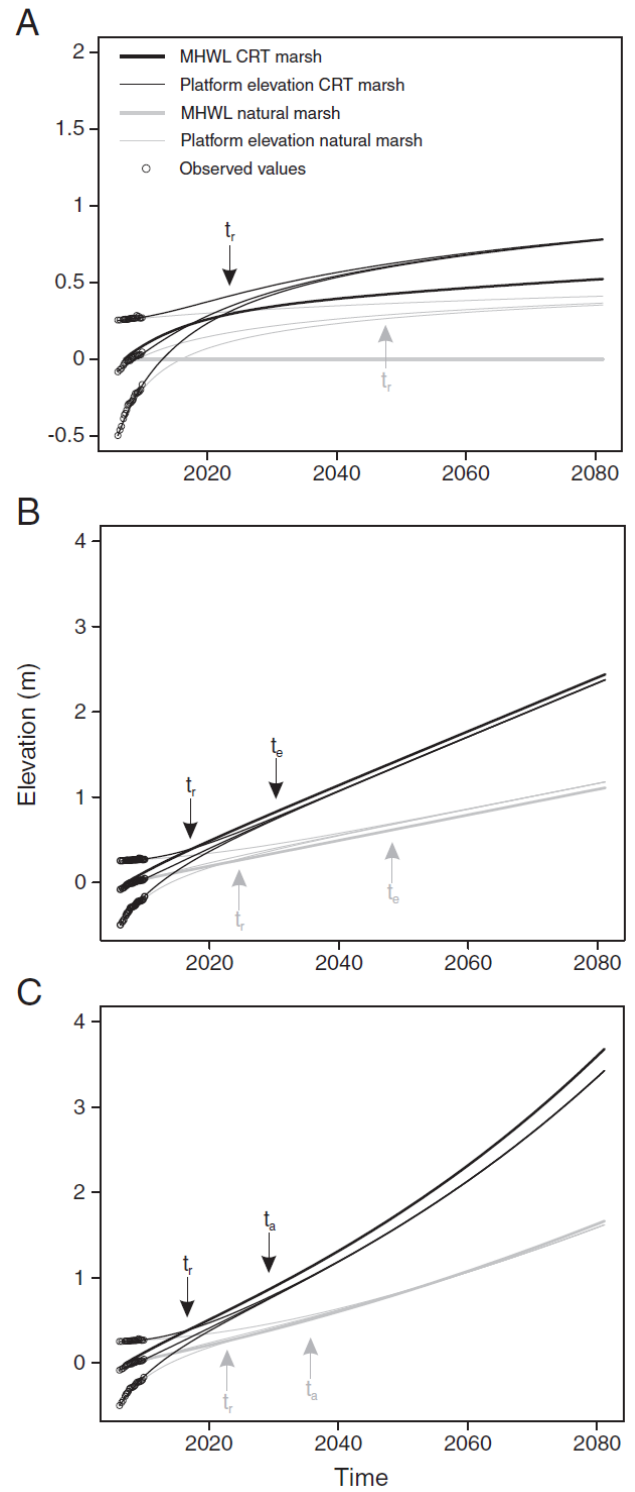


Fig. 8. Simulation of the platform elevation changes (thin lines) for a low elevated site (LE), an intermediate elevated site (IE) and a high elevated site (HE), in a CRT marsh (black lines) and a natural tidal marsh (grey lines), over a period of 75 years, under 3 different scenarios of MHWL rise (bold lines): (A) no rise in MHWL, (B) constant MHWL rise (1.5 cm a^{-1}), and (C) an accelerated MHWL rise (additional acceleration of 0.02 cm a^{-1}). t_r is the time needed to reduce the spatial elevation differences below 0.1 m (Eq. (12)), t_e the time needed to attain the equilibrium level (Eq. (13)), and t_a the time after which the marsh is no longer able to keep up with an accelerated MHWL rise (Eq. (14)). Observed values are plotted as circles and all elevations and MHWLs are relative to MHWL measured during the first year.

The model, which was built using the SET data (see Eqs. (1) and (2)), was validated against the independent DEM data, making a distinction between vegetated and unvegetated zones (delineation of these zones, Fig. 7A). For the whole CRT platform, there is a strong correlation ($R^2=0.84$) between the observed and predicted elevations (Fig. 7B). Only for the low elevations the model clearly overestimates observed elevations (data plot above 1:1 line). These elevation data are from locations in the unvegetated zones of the platform, indicating that for the same elevation, the increase in surface elevation is lower in the unvegetated than in the vegetated areas. The model efficiency $ME=0.74$ when both vegetated and unvegetated areas were considered, and improves towards $ME=0.79$ if only the vegetated area is considered. For the ΔE rates (Fig. 7C), the correlation between observed and predicted data is less strong ($R^2=0.31$ for the whole platform; $R^2=0.49$ for only the vegetated zone), and the $ME=-0.05$ (for the whole platform), but significantly improves towards $ME=0.39$ for the data in the vegetated area. Similar to the elevation, the overestimation of ΔE rates for the unvegetated areas is clearly demonstrated (Fig. 7b, c).

IVe. Modeling long-term elevation changes in a CRT

The model describes the elevation change of a CRT platform and a natural tidal marsh platform over a period of 75 years, under a scenario with no MHWL rise, one with a constant MHWL rise and one with an accelerated MHWL rise. Without MHWL rise in the estuary, the MHWL within the CRT increases due to the net surface elevation increase within the CRT (Fig. 8A). During the first years, ΔE rates are very comparable for the CRT platform and the natural tidal marsh platform. In time however, ΔE rates become higher for the CRT, caused by the increase in MHWL. In both systems, the spatial elevation- ΔE feedback, which refers to the faster increase in elevation for lower sites than for higher sites, causes a decrease in platform elevation range. For the CRT, the platform elevation range becomes less than 0.1 m after 17 years, whereas on the natural tidal marsh this occurs only after 40 years (see tr, Fig. 8A and Table 2). On a tidal marsh platform ΔE rates decrease in time for the entire platform: the higher the elevation of the marsh, the less it gets flooded and the smaller the rate in surface elevation increase. In a CRT this temporal elevation- ΔE feedback is absent, there the water supply is constant in time and the water depths become redistributed. As the CRT platform elevation range decreases, the mean water depth decreases for the low elevated sites resulting in a decrease in ΔE rate, and increases for the high elevated sites resulting in an increase in ΔE rate (Fig. 8A, high elevated site, increase in ΔE rate at ~2015). After 75 years, the CRT platform no longer displays any spatial elevation differences, with the platform elevation 0.26 m above MHWL. Whereas in the natural tidal marsh the initially high elevated sites are still 0.06 m higher than the low elevated sites and with a platform elevation (from high elevated sites) 0.41 m above MHWL.

Under a scenario with a constant MHWL rise in the estuary of 1.5 cm a⁻¹ (as observed in the past decades), which causes an additional MHWL rise within the CRT of 1.18 cm a⁻¹ (in addition to the MHWL rise by increase in surface elevation), the time needed to reach a platform elevation range less than 0.1 m is 13 years for the CRT and 19 years for the natural tidal marsh, which is clearly faster compared to the scenario without MHWL rise (cf. Fig. 8A, B, Table 2). In time, an equilibrium is reached with the rate in platform elevation increase equal to the constant rise in MHWL. Based on the condition in Eq. (13), the

Table 2

Overview of the time (in years) needed to reduce the spatial elevation differences below 0.1 m (t_r) (Eq. (12)), to attain the equilibrium condition (t_e) (Eq. (13)), and after which the marsh is no longer able to keep up with an accelerated MHWL rise (t_a) (Eq. (14)), compared for a CRT marsh and a natural tidal marsh, under a scenario without MHWL rise, with a constant MHWL rise and with an accelerated MHWL rise.

Scenario	CRT marsh			Natural tidal marsh		
	t_r	t_e	t_a	t_r	t_e	t_a
noMHWLr	17	–	–	40	–	–
cMHWLr	13	26	–	19	42	–
aMHWLr	13	–	24	18	–	30

time needed to reach this equilibrium (t_e) for the entire platform is 26 years for the CRT and 42 years for the natural tidal marsh (Fig. 8B, Table 2). Importantly, the equilibrium platform elevation is hereby 0.06 m below MHWL for the CRT and 0.07 m above MHWL for the natural tidal marsh (Fig. 8B).

In case of an accelerated MHWL rise (0.02 cm a⁻¹ in the estuary, 0.0157 cm a⁻¹ in the CRT), initially the MHWLs of the accelerated scenario versus the scenario with a constant MHWL rise are very similar,

and the time needed to reduce the platform elevation is thus comparable for both (cf. Fig. 8B, C, Table 2). After 24 years (t_a), the rate in platform elevation increase of the lowest elevated site in the CRT becomes lower, and remains lower, than the rise in MHWL (Fig. 8C). At that point, the platform is no longer able to keep up with an accelerating MHWL rise. At t_a the platform elevation is 0.11 m lower than the MHWL, after 75 years this difference is already 0.25 m (Fig. 8C). In the natural tidal marsh, after 30 years, the ΔE rate of the lowest elevated site becomes less than the rise in MHWL. At this point the site elevation is still 0.02 m above MHWL but in time becomes located below MHWL (0.04 m after 75 years, Fig. 8C).

V. Discussion

On a natural tidal marsh, spatial variations in sediment deposition are explained by the tidal inundation (frequency, height, duration), the distance from the creeks and the distance from the marsh edge (Leonard, 1997; Temmerman et al., 2003b). In the studied CRT marsh, there is a relative large spatial variation in initial elevation (0.75 m, Fig. 4A). Consequently the observed variations in ΔE rates are largely explained by the tidal inundation parameter (i.e. mean water depth), while distance from creeks and distance from marsh edge (i.e. inlet sluice) play a minor role (Table 1). However, due to the spatial elevation- ΔE feedback, elevation differences will decrease in time and the CRT marsh platform will progressively evolve towards a flattened platform. We expect that distance from the creeks and distance from the inlet sluice will become more important once the spatial elevation differences are strongly reduced (i.e. around t_a , Fig. 8), resulting in the formation of levees along the channels, a typical feature observed in the natural tidal marshes (Allen, 2000; Temmerman et al., 2004a). Besides sediment deposition, organic matter accumulation contributes to ΔE (Nyman et al., 2006; Neubauer, 2008). Organic matter accumulation can be expected to differ between the CRT sites and the natural tidal marsh due to the different vegetation species and colonization times (Jacobs et al., 2009). However, the large explanatory value of mean water depth (Table 1) suggests that these differences have no important effect on ΔE , and hence that the contribution of organic matter accumulation can be considered as rather limited.

Temporal variations in marsh sediment deposition are related to variations in tidal inundation (frequency, height, duration) and seasonal variations in suspended sediment supply (Hutchinson et al., 1995; Leonard, 1997; Temmerman et al., 2003a). The temporal elevation (\sim mean water depth)- ΔE feedback is clearly observed in our dataset. Low elevated sites (only in the CRT marsh) have initially high rates in surface elevation increase. Consequently these sites get less flooded with time, and ΔE rates progressively decrease. High elevated sites (in the CRT and natural marsh) have low rates in surface elevation increase, low mean water depths and ΔE rates do not change rapidly (Fig. 4A, B). Although some variations are present in the bimonthly ΔE rates (Fig. 4B), no significant changes are observed for the subsequent seasons, and we therefore consider the mean water depth as the most important parameter to explain temporal variations in ΔE rate ($R^2=0.87$ and $p=0.0001$ for the lowest elevated CRT site). Considering ΔE rates over a period of one year, rates in surface elevation increase are largely explained by the mean water depth (Fig. 5). Despite the longer slack water phase in a CRT marsh (Fig. 2C), and the differences in vegetation cover and thus organic accumulation rate (pioneer vegetation in CRT, climax vegetation in natural tidal marsh (Jacobs et al., 2009)), no significant differences are observed between ΔE in the CRT marsh and the natural tidal marsh (Fig. 5). We therefore considered the strength of the temporal elevation- ΔE feedback equal for both systems. It is important to emphasize that the observed temporal CRT elevation- ΔE feedback is only applicable to the initial stage of the CRT marsh development. Once the spatial elevation differences are strongly reduced (by faster increase in surface elevation for the lower elevated sites) the temporal elevation- ΔE feedback disappears and the mean water depth remains constant in time (increase in surface elevation=increase in MHWL).

The effect of increase in the CRT platform elevation inducing a local increase in MHWL is absent for natural tidal marshes. There the temporal elevation- ΔE feedback is still present and an increase in elevation results in a decrease in mean water and thus a decrease in surface elevation rise. Consequently, as demonstrated by model simulations over a period of 75 years, ΔE rates become higher in a CRT marsh and spatial elevation differences are more rapidly reduced (Fig. 8 and Table 2). This has important implications for the habitat diversity, since spatial elevation gradients in a tidal marsh are the most important cause of habitat diversity. Therefore, (1) loss in diversity goes faster for a CRT marsh than for a natural tidal marsh (cf. tr in Fig. 8A) and (2) loss in diversity is faster under a scenario with constant MHWL rise or accelerated MHWL rise (cf. tr in Fig. 8A with Fig. 8B, C). Once the platform elevation differences are strongly reduced for both systems, regardless of the scenario in MHWL rise, a CRT marsh platform is always more inundated than a natural tidal marsh (lower platform elevation compared to the MHWL, Fig. 8A, B and C). Consequently a CRT marsh evolves in all scenarios towards a relative lower stage in marsh vegetation succession. The absolute stage in vegetation succession is however very different for

the three scenarios. Without an increase in MHWL the platform elevation becomes for both systems clearly higher than the MHWL (Fig. 8A), and the platform will evolve towards high stages in marsh vegetation. Under a constant MHWL rise, the platforms reach an equilibrium with the MHWL (see Fig. 8B and Table 2), with the platform elevation of the natural marsh being above MHWL and being below MHWL for the CRT marsh (Fig. 8B). This is important for the restoration of tidal marshes along the Scheldt estuary: a platform elevation below MHWL implies the restoration of typical lower marshes, which is a habitat that is scarce along the Scheldt estuary (Jacobs et al., 2009). Under an accelerated sea-level rise, the platform for both the CRT and natural tidal marsh becomes lower elevated than MHWL, however for the CRT marsh this process goes much faster (Fig. 8C).

In the Lippenbroek, we clearly observed lower rates in surface elevation increase for the unvegetated sites than for the vegetated sites (see Fig. 7B, C). In general, vegetation is considered to reduce incoming flow and hence to promote sedimentation (e.g., Leonard and Luther, 1995; Nepf and Vivoni, 2000; Neumeier and Amos, 2006). However, due to the long phase with slack water in a CRT marsh, most of the sediment has sufficient time to settle from suspension, so that the additional flow reduction effect is limited. A more important effect of vegetation probably occurs during the ebb phase. As the unvegetated sites are always in direct connection with channels (Fig. 7A), flow velocities are not reduced during drainage, and the unvegetated sites may become subject to re-suspension. Meanwhile, flow velocities remain low on the vegetated sites (flow reduction) and mineral sediment deposition is further promoted. Apart from differences in mineral sediment deposition, the accretion of organic matter (above-ground litter and below-ground roots) also may contribute to the higher ΔE rates observed in vegetated areas as compared to unvegetated areas.

Our model simulates that after 75 years, the platform elevation of the CRT marsh would increase (compared to the initial MHWL) by 0.75 m for a scenario with no MHWL rise, by nearly 2.5 m for a scenario with a constant MHWL rise (historical rate of 1.5 cm a⁻¹), and by 3.4 m for a scenario with accelerated sea-level rise (additional 0.02 cm a⁻¹). To assess the impact of these values on the flood buffering function of a CRT marsh, the following issues should be taken into account. First the model predicts well the increase in elevation for a vegetated CRT marsh platform, but makes a clear overestimation for unvegetated sites (Fig. 7). Consequently the simulations of overall increase in elevation of the CRT marsh platform are overestimated. It is thus important to know how these unvegetated sites will evolve in the long-term. Increase in elevation could favor the establishment of vegetation, but on the other hand, the increase in MHWL may be too large and the surface elevation may not be able to follow, as observed for some intertidal areas (Reed, 1995; Ward et al., 1998). Secondly, autocompaction could become an important factor in the long-term morphologic evolution. Although we directly measured surface elevation changes, which are considered to include effects of autocompaction (Cahoon et al., 1995), it is uncertain whether autocompaction was already important over the relatively short measuring period of four years. The evolution of low elevation sites towards the MHWL (Fig. 4) and the further channel development probably leads to a better drainage of the area and dewatering of sediments. Moreover, at vegetated sites, the organic matter may start to decay, initiating a lowering of the surface elevation. All these aspects indicate that autocompaction will occur, however to what extent and over which time period remains unclear.

Between Antwerp and Ghent, in total 1500 ha of embanked land will be restored using the CRT technique. The CRT areas are dispersed along the river and this may have implications for the platform elevation increase of the different areas. Along the Scheldt estuary, the increase in MHWL varies from 0.6 cm a⁻¹ up to 1.5 cm a⁻¹ (Temmerman et al., 2004b). At CRT marsh sites where the increase in MHWL is high, the morphological evolution will be more according to the scenario with the MHWL rise equal to 1.5 cm a⁻¹ (as in this study) (Fig. 8B). If the increase in MHWL is rather low, CRT marshes will evolve more according to the case without MHWL rise (Fig. 8A). Increase in MHWL is not the only parameter that has a gradient along the estuary. Average suspended sediment concentration varies between 0.1 g l⁻¹ and 0.15 g l⁻¹ in the Belgian part of the estuary (Temmerman et al., 2004b), with the highest values close to the present study site. This implies less sediment input and a less powerful elevation- ΔE feedback mechanism for a CRT marsh located at sites with lower suspended sediment concentrations.

VI. Conclusions

(1) The spatio-temporal variations in wetland vertical development were measured over a period of four years in a restored tidal marsh with controlled reduced tide (CRT). The observed variations in the rate in platform elevation change (ΔE) were explained by variations in the mean water depth. This relationship was not significantly different in the CRT marsh compared to an adjacent natural tidal marsh.

(2) Based on the relationship between ΔE rate and mean water depth a two-dimensional, time-stepping model was developed and validated against independently collected field data. The model simulates the

long-term (10–100 year) platform elevation change in a CRT marsh and a natural tidal marsh, by incorporating the effect of platform elevation change on MHWL rise in the CRT marsh, an effect that is absent for a natural tidal marsh.

(3) Model results show higher ΔE rates in a CRT marsh than in a natural marsh. Under a scenario of no MHWL rise, and after 75 years, the platform elevation in a CRT marsh is 0.75 m higher than the initial MHWL in the first year. Under a constant MHWL rise (1.5 cm a⁻¹) this increase in elevation amounts to 2.5 m, while under accelerated MHWL rise (acceleration of 0.02 cm a⁻¹) this increase in elevation is 3.4 m, or about 2 to 2.5 times higher as for the natural tidal marsh. Furthermore, there is a faster reduction of spatial elevation differences (b0.1 m) in a CRTmarsh (13–17 years) than in a natural tidal marsh (18–40 years). Under a scenariowith constantMHWLrise, the equilibrium condition for the CRT marsh is reached after 26 years with the platform elevation 0.06 m below MHWL, and for the natural tidal marsh after 42 years with platform elevation 0.07 m above MHWL. A CRT marsh is less able tokeepupwithanacceleratedMHWL rise; after 75 years the platform elevation is 0.25 m below MHWL, where in a natural tidal marsh this is only 0.04 m below MHWL.

(4) Above described results should be taken into account for future restoration and management of CRT marshes. Managing sluice dimensions and volumes of water exchange can improve the safety function of a CRT marsh (e.g. by reducing volumes of water and sediment import) and may force the restoration of the CRT marsh towards a specific stage in marsh succession (e.g. the lost lower marshes of the Scheldt estuary).

Acknowledgements

The authors wish to thank Jean Waucomont, Sander Jacobs, Johnny Teuchies, Olivier Beauchard, Kristof Nevelsteen and Gerard Govers for their assistance during field work. We also thank two anonymous referees for their comments on the manuscript. This research was funded by Waterwegen & Zeekanaal NV (OMES project) and FWO Flanders (project number 1503907N). This is publication 4985 of the Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW). Use of trade, product, or firm names does not imply endorsement by the U.S. Government.

References

- Allen, J.R.L., 1990. Salt-marsh growth and stratification: a numerical model with special reference to the Severn Estuary, southwest Britain. *Marine Geology* 95, 77–96.
- Allen, J.R.L., 1999. Geological impacts on coastal wetland landscapes: some general effects of sediment autocompaction in the Holocene of northwest Europe. *Holocene* 9, 1–12.
- Allen, J.R.L., 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155–1231.
- Bakker, J.P., Esselink, P., Dijkema, K.S., van Duin, W.E., de Jong, D.J., 2002. Restoration of salt marshes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478 (1–3), 29–51.
- Cahoon, D.R., Reed, D.J., Day, J.W., 1995. Estimating shallow subsidence in microtidal salt marshes of the southeastern United States: Kaye and Barghoorn revisited. *Marine Geology* 128, 1–9.
- Cahoon, D.R., Lynch, J., Perez, B., Segura, B., Holland, R.D., Stelly, C., Stephenson, G., Hensel, P., 2002. High-precision measurements of wetland sediment elevation: II. The rod surface elevation table. *Journal of Sedimentary Research* 72, 734–739.
- Cox, T., Maris, T., De Vleeschauwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K., Meire, P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological Engineering* 28, 55–63.
- D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Marani, M., Rinaldo, A., 2007. Landscape evolution in tidal embayments: modeling the interplay of erosion, sedimentation, and vegetation dynamics. *Journal of Geophysical Research* 112, 1–17.
- French, J.R., 1993. Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, north Norfolk, U.K. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 63–81.
- French, P.W., 2006. Managed realignment - The developing story of a comparatively new approach to soft engineering. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67, 409–423.
- French, J.R., Spencer, T., Murray, A.L., Arnold, N.S., 1995. Geostatistical analysis of sediment deposition in two small tidal wetlands, Norfolk, United Kingdom. *Journal of Coastal Research* 11, 308–321.
- Gribsholt, B., Boschker, H.T.S., Struyf, E., Andersson, M., Tramper, A., De Brabandere, L., van Damme, S., Brion, N., Meire, P., Dehairs, F., Middelburg, J.J., Heip, C.H.R., 2005.
- Nitrogen processing in a tidal freshwater marsh: a whole-ecosystem N-15 labeling study. *Limnology and Oceanography* 50, 1945–1959.
- Hutchinson, S.E., Sklar, F.H., Roberts, C., 1995. Short term sediment dynamics in a Southeastern USA *Spartina* marsh. *Journal of Coastal Research* 11, 370–380.
- Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, 2007. *Climate Change 2007: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T., Meire, P., 2008. Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 42–52.
- Jacobs, S., Beauchard, O., Struyf, E., Cox, T., Maris, T., Meire, P., 2009. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85, 368–376.
- Kirwan, M.L., Murray, A.B., 2007. A coupled geomorphic and ecological model of tidal marsh evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (15), 6118–6122.
- Kirwan, M., Temmerman, S., 2009. Coastal marsh response to historical and future sea level acceleration. *Quaternary Science Reviews* 28, 1801–1808.

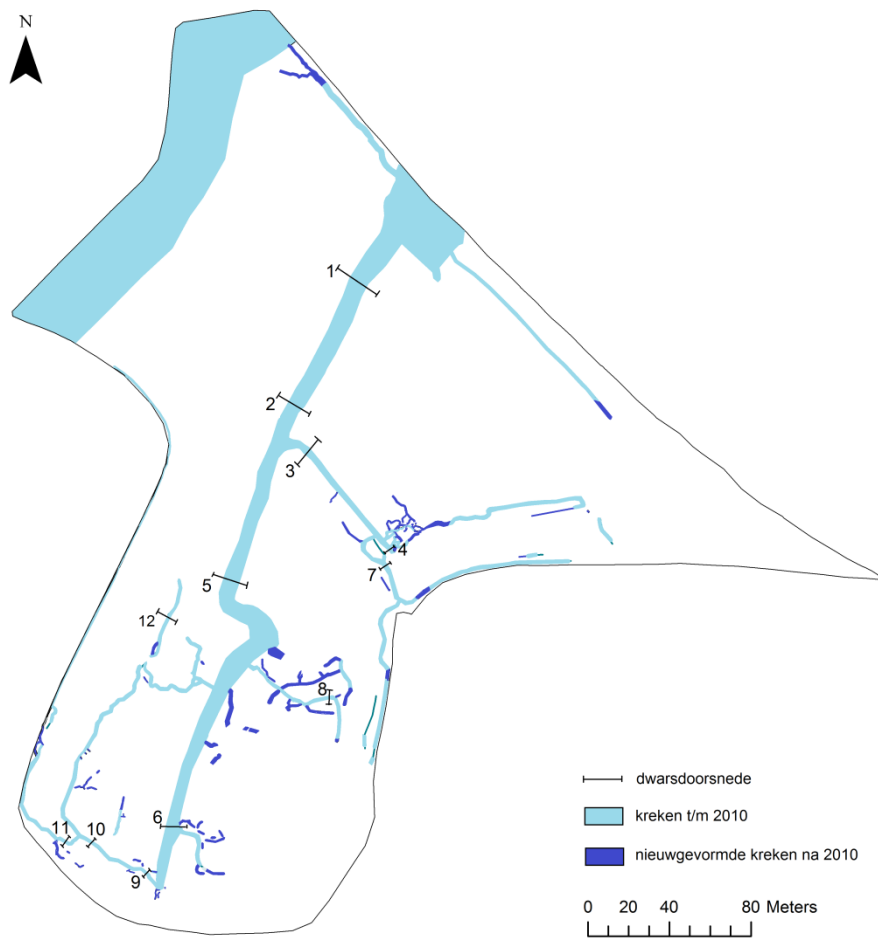
- Leonard, L.A., 1997. Controls on sediment transport and deposition in an incised mainland marsh basin, southeastern North Carolina. *Wetlands* 17, 263–274.
- Leonard, L.A., Luther, M.E., 1995. Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies. *Limnology and Oceanography* 40 (8), 1474–1484.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806–1809.
- Maris, T., Cox, T., Temmerman, S., De Vleeschauwer, P., Van Damme, S., De Mulder, T., Van den Bergh, E., Meire, P., 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a controlled inundation area. *Hydrobiologia* 588, 31–43.
- Meire, P., Ysebaert, T., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Maris, T., Struyf, E., 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540, 1–11.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35, 25–33.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290.
- Nepf, H.M., Vivoni, E.R., 2000. Flow structure in depth-limited, vegetated flow. *Journal of Geophysical Research* 105, 547–557.
- Neubauer, S.C., 2008. Contributions of mineral and organic components to tidal freshwater marsh accretion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 78–88.
- Neumeier, U., Amos, C.L., 2006. The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European salt-marshes. *Sedimentology* 53 (2), 259–277.
- Nyman, J.A., Walters, R.J., DeLaune, R.D., Patrick Jr., W.H., 2006. Marsh vertical accretion via vegetative growth. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69, 370–380.
- Pethick, J.S., 1981. Long-term accretion rates on tidal salt marshes. *Journal of Sedimentary Petrology* 51, 571–577.
- Pethick, J., 2002. Estuarine and tidal wetland restoration in the United Kingdom: Policy versus practice. *Restoration Ecology* 10 (3), 431–437.
- Reed, D.J., 1995. The response of coastal marshes to sea-level rise: survival or submergence? *Earth Surface Processes and Landforms* 20, 39–48.
- Reed, D.J., Spencer, T., Murray, A.L., French, J.R., Leonard, L., 1999. Marsh surface sediment deposition and the role of tidal creeks: implications for created and managed coastal marshes. *Journal of Coastal Conservation* 5, 81–90.
- Struyf, E., Dausse, A., Van Damme, S., Bal, K., Gribsholt, B., Boschker, H.T.S., Middelburg, J.J., Meire, P., 2006. Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography* 51, 838–846.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2003a. Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium. *Marine Geology* 193, 151–169.
- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2003b. Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 28, 739–755.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2004a. Simulating the long-term development of levee-basin topography on tidal marshes. *Geomorphology* 63, 39–55.
- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2004b. Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. *Marine Geology* 212, 1–19.
- Ward, L.G., Kearney, M.S., Stevenson, J.C., 1998. Variations in sedimentary environments and accretionary patterns in estuarine marshes undergoing rapid submergence, Chesapeake Bay. *Marine Geology* 151, 111–134.
- Williams, P.B., Faber, P.M., 2001. Salt marsh restoration experience in the San Francisco Bay Estuary. *Journal of Coastal Research*, Special issue 27, 203–211.
- Wolters, M., Bakker, J.P., Bertness, M.D., Jefferies, R.L., Moller, I., 2005. Saltmarsh erosion and restoration in south-east England: squeezing the evidence requires realignment. *Journal of Applied Ecology* 42 (5), 844–851.

10.5.6. Resultaten en Discussie: Erosie en kreekvorming

Inleiding

In de voormalige Lippenbroekpolder komen 2 grachten voor, een min of meer Noord-Zuid lopende hoofdgracht, en een kleinere bijna loodrecht daarop aansluitende zijgracht (Figuur 10.18). Elk jaar worden de thalwegen van deze twee krekken en de nieuw gevormde krekken ingemeten met een Total station. Daarnaast worden er ook een aantal dwarsdoorsneden op vaste locaties gemeten. Figuur 10.18 toont de oude (lichtgekleurd) en nieuw gevormde (donkergekleurd) krekken, gemeten in 2011, en geeft de 11 dwarsdoorsneden die vanaf 2006 zijn gemeten.

De resultaten van de topografische metingen zijn verwerkt in een wetenschappelijke publicatie (Vandenbruwaene et al., 2012), waarvan hieronder eerst een Nederlandstalige samenvatting volgt en daarna het grootste deel van de publicatie. Tekst over het studiegebied een deel van de inleiding zijn weggelaten, omdat deze al eerder in dit hoofdstuk behandeld zijn.



Figuur 10.18 Planimetrische evolutie van het geulennetwerk in het Lippenbroek voor de periode maart 2006 t/m januari 2011. 12 Dwarsdoorsneden staan aangegeven

10.5.7. Nederlandstalige samenvatting “Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh”

De morfogenese van krekennetwerken die intertidale slikken en schorren verdelen is voornamelijk bestudeerd m.b.v. morfodynamische modelleringen, terwijl er relatief weinig empirische data bestaat van hoge resolutie veldobservaties. In deze studie is de spontane vorming en evolutie van het krekennetwerk in het Lippenbroek gemeten over een periode van 4 jaar, m.b.v. topografisch onderzoek met hoge nauwkeurigheid met een temporele resolutie van 1 jaar en een hoge ruimtelijke resolutie waarbij alle krekken dieper dan 0,1 m in ogenschouw werden genomen. Als referentie zijn er eenzelfde soort metingen verricht in een dichtbijgelegen volwassen schor netwerk. Gebaseerd op veldonderzoek en bijkomend GIS-verwerking, hebben we verschillende geometrische en hydraulische parameters afgeleid (kreekwijdte, -diepte, geërodeerde volume, dwarsdoorsnede oppervlakte, lengteprofielen, drainagedichtheid, getijdendebieten, bekkengebieden en ‘mainstream length’) en de evolutie van geometrische verbanden vergeleken tussen het Lippenbroek en de Notelaer. Op deze manier hebben we geëvalueerd hoe snel een evenwichtsstadium zich inzet. We vonden dat na 2 tot 3 jaar van getijdenwerking de dwarsdoorsnede-oppervlaktes van voormalige sloten in het Lippenbroek in evenwicht zijn met de overeenkomstige getijdendebieten. Daarnaast hebben we geobserveerd dat de ‘mainstream lengths’ en de drainagedichtheden voor kleinere bekkengebieden vergelijkbaar zijn met die van het natuurlijk schor, wat een snelle voorwaartse groei van nieuw gevormde krekken en zijkreekvorming bij de krekken-uiteindes demonstreert.

Nieuwgevormde krekken ontwikkelen zich bij voorkeur in laaggelegen zones van het Lippenbroek. Kreekuitbreiding werd niet significant beïnvloed door de aan- of afwezigheid van vegetatie.

Echter, de algehele kreek-drainagedichtheid en kreekdwarsdoorsnede-oppervlaktes van de nieuwgevormde krekken waren na 4 jaar nog steeds lager vergeleken met een natuurlijk schor. Dit wijst erop dat voor de komende jaren verdere krekennetwerk-uitbreiding en voortdurende kreekverdieping verwacht kan worden.

10.5.8. “Formation and evolution of a tidal channel network within a constructed tidal marsh”

Wouter Vandenbruwaene^a, Patrick Meire^b, Stijn Temmerman^a

a Flanders Hydraulics, Berchemlei 115, 2140 Antwerpen, Belgium

b University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk, Belgium

Geomorphology, in press

I. Introduction

Tidal channel networks are important landscape features of tidal environments. They play an essential role in tidal ecosystem functioning since they are the major flow paths for water, sediments and nutrients between the intertidal zone and the subtidal estuarine or coastal area. The morphogenesis of tidal channel networks has been studied especially through morphodynamic modeling (e.g., Fagherazzi and Furbish, 2001; Fagherazzi and Sun, 2004; D'Alpaos et al., 2005, 2007b; Marciano et al., 2005; Kirwan and Murray, 2007; Temmerman et al., 2007). Existing models typically considered the initial formation of tidal channel networks as a rapid morphodynamic process (e.g., Fagherazzi and Sun, 2004; D'Alpaos et al., 2005). After the rapid network initiation, slower long-term (10–100 years) processes are considered to take place, like meandering of the tidal channels (Marani et al., 2002; Fagherazzi et al., 2004) and gradual channel infilling as channel discharges decrease in response to vertical accretion of the surrounding intertidal platform (D'Alpaos et al., 2006). Once a critical elevation is exceeded, the intertidal platform becomes colonized by vegetation, leading to enhanced sediment accretion on the platform, prevention of erosion, and stabilization of channel banks. From this point the tidal network is considered in most models to be frozen, with only minor changes during further network development.

Apart from morphodynamic models, relatively few empirical field data exist on the initial formation and evolution of tidal channel networks. This is probably because most tidal channels observed in the field are already in an equilibrium state (e.g., Shi et al., 1995; Fagherazzi et al., 1999; Rinaldo et al., 1999a, 1999b; Marani et al., 2003; Novakowski et al., 2004). Therefore, the initial formation of tidal channel networks may be best studied after restoration or creation of new intertidal areas, since here the formation of tidal channel networks starts from a non-channeled landscape (Williams et al., 2002; Wallace et al., 2005; D'Alpaos et al., 2007a). Several countries have now plans to restore tidal marshes on formerly embanked land, or recently have executed these plans (Williams and Faber, 2001; Bakker et al., 2002; Pethick, 2002; Wolters et al., 2005; Cox et al., 2006; French, 2006; Maris et al., 2007). Understanding the evolution of tidal channel networks in these de-embankment sites is important since tidal channels form the major flowpaths for water, sediments, nutrients and biota between the intertidal zone and the subtidal estuarine of coastal area. D'Alpaos et al. (2007a) studied the tidal network formation in a constructed salt marsh in the Venice lagoon (Italy). The planimetric form of channel networks was extracted from aerial photographs at only two instants, 2 and 4 years after the introduction of tidal flooding. These authors focused on the evolution of channel drainage density and compared field data with model simulations. A more extensive field study was done in the Tijuana estuary (California, USA) by Wallace et al. (2005). Channel cross-sectional areas and channel lengths were monitored over a period of 5 years, with a high temporal resolution of 1 year. Similarly, in San Francisco bay (USA) channel cross-sectional areas were monitored over a period of 13 years, with a temporal resolution of 2 or more years (Williams et al., 2002). Data were collected for several restoration sites and the relationship between tidal prism and cross-sectional area was compared with the equilibrium state from nearby mature marshes. These existing studies focused either on the planimetric formation and evolution of channel networks (D'Alpaos et al., 2007a) or the evolution of a number of channel cross-sections (Williams et al., 2002; Wallace et al., 2005). To our knowledge, no studies have been done on the synergistic planimetric expansion and cross-sectional formation of tidal channel networks with a high temporal and spatial resolution, covering all scales within the tidal network.

Along the Scheldt estuary (Belgium) tidal marsh area is being restored on formerly embanked land. This is done through the construction of a culvert or sluice system through the dyke, which allows a controlled reduced tidal regime (CRT) in the formerly embanked area (Cox et al., 2006; Maris et al., 2007).

Due to the low elevation of the formerly embanked land in the tidal frame, complete de-embankment would lead only to bare tidal flat development. A reduced tidal regime is therefore essential to obtain a partially vegetated tidal marsh ecosystem on the formerly embanked land. After introduction of the CRT we expect the incision and extension of a new tidal channel network. This process can be considered as crucial since tidal channel networks play an essential role in the ecosystem functioning of tidal marshes (e.g., French and Stoddart, 1992; Minello et al., 1994). However, it remains unclear whether or not network properties are comparable with the equilibrium state of a natural tidal marsh network, and what geometric properties or geometric relationships attain their equilibrium state first.

The objective of this study is to gain empirical field knowledge with a high spatial and temporal resolution, on the initial formation of a tidal channel network in a constructed CRT marsh. The developing network in a watershed of 8 ha was surveyed every year, over a period of 4 years, by measuring changes in network planimetric structure, channel cross-sections and channel length. The geometric properties and relationships of the developing network, and their spatio-temporal evolution, were compared with a fully developed channel network in a nearby natural tidal marsh.

II. Study area

The Lippenbroek CRT marsh is compared in this study with the natural Notelaar tidal marsh, which is located further downstream in the estuary. The Notelaar study site is a mature tidal marsh with a mean platform elevation 0.2 m above mean high water level (MHWL), and in equilibrium with the rise in MHWL observed in the estuary (Temmerman et al., 2004b). This typical high tidal marsh is morphologically characterized by a marsh platform with a levee-basin topography and a well-developed channel network (e.g. Temmerman et al., 2004a). The natural tidal marsh vegetation consists of typical freshwater tidal marsh plants and can be subdivided into a lower-elevation zone dominated by *Phragmites australis* and a higher-elevation zone dominated by *Salix alba*.

III. Methods

IIIa Repeated measuring of channel morphology in the CRT marsh

The morphology of the channels was determined by measuring X, Y and Z coordinates with a total station (Sokkia SET510k, accuracy 1–3 mm). Other applied methods to determine channel morphology, like LIDAR data or aerial photographs, are in this part of the estuary (freshwater zone) difficult to use because of the large vegetation height (compared to for example salt marshes). As a consequence, the tidal channels are often covered by vegetation and the channel network is difficult to extract from the aerial images. In addition, the temporal resolution of aerial images depends on flight schedules, whereas a topographic survey enables us to determine survey dates ourselves.

Before the CRT was introduced in the Lippenbroek polder in March 2006, first the morphology of the ditches, that were already present in the polder, was measured. Measuring points were located along the length profile (stream threads) of the ditches and along 6 cross sections (CS 1–6, Fig. 2A). Points were measured every 10 m along the length profile and every 0.25 m along the cross-sections. Measurements were repeated for the first time 8 months after the CRT was introduced, and since then with an interval of 1 year. In this way the initial formation and temporal evolution of the channel network was monitored. Data on channel morphology are available for March 2006 (before the start of flooding, t_0), November 2006 (t_1), November 2007 (t_2), December 2008 (t_3) and December 2009 (t_4). In December 2008 additional measurements were performed to delineate the ditch edges (one point every 10 m).

During the monitoring period, new channels formed and additional measurements were needed: (1) the stream threads of the new channels were measured (one point every 2–5 m) to follow up the planimetric evolution and extension of the channel network, and (2) 5 additional cross-sections were monitored along the newly formed channels (CS 7–11, Fig. 2A). A new channel was only mapped when its deepest point was at least 0.1 m deeper than the surrounding platform (within a radius of 2 m) over a channel length of minimum 10 m. All new channels were measured from November 2006 onwards, the additional cross-sections from December 2008.

IIIb. Measuring the channel morphology of the natural tidal marsh

For the natural tidal marsh only the channel network located in the *Phragmites* vegetation zone was measured. Channels in this area were determined by measuring X-, Y- and Z-coordinates with a total station (Sokkia SET5F, accuracy 1–3 mm). Measuring points were located along the stream threads and edges of the channels. For every stream thread point (one point every 2–10 m), one accompanying edge point was measured on both sides of the channel. The greater part of the network was measured in

February 2001 (with total station), a small part of the network, close to the mouth, was measured in April 2009 with a DGPS (Thales Z-max, accuracy 1–2 cm).

IIIc. Quantifying geometric and hydraulic parameters

IIIc.i. Channel width w and channel depth d

As a first step to calculate channel widths and depths, the position and elevation of the channel edges had to be determined. In the CRT marsh, w and d were derived for each cross-section (Fig. 2A) and for each measuring campaign, based on the curvature of the cross sectional profile that was measured with a resolution of 0.25 m. The position of the channel edge was defined as the position where the curvature is above a critical threshold value (i.e. 10°). The channel width was then calculated as the distance between both edge points. The channel depth was determined as the difference between the mean elevation of both edge points and the elevation of the deepest point in the channel (i.e. stream thread point).

In the natural tidal marsh, no detailed cross-sections were measured, but here one stream thread point and two accompanying edge points were measured (on both sides) about every 2–10 m. After plotting the points in a GIS (ArcGIS 9.2) first the channel edges were delineated by connecting the edge points with line features and secondly a distance raster was created (distance from the created channel edges) which allowed us to attribute the channel width to each stream thread point. For the channel depth two interpolated raster files were created: one based on the elevation of the stream thread points and one based on the elevation of the edge points. The difference between both interpolated raster files resulted at the stream thread point locations into the channel depth.

IIIc.ii. Cross-sectional area Ω

The cross-sectional area Ω was determined by connecting the fixed edge points (determined by the cross-sectional slope, see section *IIIc.i.*) with a straight line. In this way an enclosed polygon shape was created for every cross-section of which the area was calculated. For the natural marsh transects only channel widths and channel depths are known. To be able to calculate Ω for the natural tidal marsh, the Ω of the CRT marsh cross-sections was calculated in a second way based on the area of half an ellipse, according to:

$$\Omega = \frac{wd\pi}{6} \quad (1)$$

with Ω =the cross-sectional area (m^2), w =the channel width (m), and d =the channel depth (m). Subsequently the values calculated according to the polygon shape and half ellipse method were compared with each other for every cross-section, according to the model efficiency coefficient ME (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$\text{ME} = 1 - \frac{\sum(\text{OBS} - \text{SIM})^2}{\sum(\text{OBS} - \text{MEAN})^2} \quad (2)$$

where OBS=the observed cross-sectional area according to the polygon shape method, SIM=the simulated cross-sectional area according to the half ellipse method, and MEAN=the mean of the observed cross-sectional areas. Values for ME range from $-\infty$ to 1. The closer ME approaches 1, the better the half ellipse method predicts the observed values according to the polygon shape method. Applying the half ellipse method results in a ME value of 0.9. Hence we may conclude that this method is a good approximation of the cross sectional area, and consequently the cross-sectional areas for the natural marsh channels were calculated based on the w and d values using Eq. (1).

IIIc.iii. Tidal drainage density

To evaluate the drainage density of tidal channel networks, previous studies have used the probability density function of the so-called unchanneled flow lengths on the marsh platform (e.g., Marani et al., 2003; D'Alpaos et al., 2005, 2007b). Whereas these studies apply the Poissonian hydrodynamic model (Rinaldo et al., 1999b) to derive the unchanneled flow lengths, this study uses a more simple approach where unchanneled flow lengths are calculated as the shortest distance from any platform point to the nearest channel edge. Unchanneled flow lengths (notation L) are plotted in a semilogarithmic way, in which the inverse of the slope of the observed linear trend represents the mean unchanneled flow length L_m . The steeper this slope, the higher the drainage density, and the better the channel network drains or feeds the tidal marsh (Marani et al., 2003). For the Lippenbroek ditches (Fig. 2A), edge points were measured in December 2008 and channel edges were created for all 5 campaigns by connecting the December 2008 edge points. For the newly formed channels in the CRT marsh, channel edge points were only measured along the 5 cross-sections (CS 7–11, Fig. 2A). To create channel edges for the newly formed channels, first the measured stream thread points (of the new channels) were connected by line features. Next a mean value for the channel width of the newly formed channels was calculated based on the 5 cross-sections of the two campaigns (December 2008 and December 2009). Using the stream thread lines as input, two

parallel lines (i.e. the channel edges) were created at half the channel width distance (i.e. mean value). This half width distance was then used to create the new formed channel edges for every campaign. For the natural tidal marsh, edge points were measured in the field about every 2–10 m and channel edges were created by connecting the edge points.

As a next step we evaluated the effect of the initial polder elevation and the vegetation development on the formation of new channels. First the distance to the new formed channel edges (exclusion of the ditches) was spatially calculated as a distance raster for every campaign (t1 through t4). By an overlay analysis of the Digital Elevation Model of the former polder surface (Fig. 2A) and the created distance raster, the effect of initial polder elevation on the formation of new channels was examined. To assess the effect of vegetation, first the vegetated and unvegetated zones were delineated using satellite images (July 2010, i.e. vegetation zones after about 3.5 years of tidal working). Subsequently, the grid cells from the distance raster at t4 (representing the distance to the new formed channels at t4) were grouped based on the vegetated and unvegetated zones. Because the unvegetated zones are restricted to the lower elevated areas, only grid cells within this range of elevations were evaluated.

IIIc.iv. Watershed area A, mainstream length L, total channel length ΣL and Hortonian drainage density D_d

In terrestrial river networks watershed areas are exclusively delineated by elevation gradients, however, for tidal channel networks elevation differences are very limited and water flow is mainly determined by energy gradients (Rinaldo et al., 1999b; Marani et al., 2003). To determine watershed areas in the CRT marsh and the natural tidal marsh the following assumptions were made: (1) water over a platform always flows perpendicular away from the nearest stream thread (during flood tide) or perpendicular towards the nearest stream thread (during ebb tide); (2) the contributing watershed area increases along channels with increasing distance from channel heads, measured along the channel network; and (3) channels not connected to the dendritic network were excluded (this only applies for the Lippenbroek networks). The watershed areas were calculated using the hydrology tools in the ArcGIS 9.2 software (Spatial Analyst extension). This algorithm is designed for terrestrial networks and requires as input a Digital Elevation Model. Based on the above described assumption (1), we first created a raster file representing the shortest distance between every platform raster cell and the nearest stream thread. For assumption (2), the distance from the mouth (measured along the network) was spatially represented by an allocation raster file. By summing both raster files, a virtual Digital Elevation Model (DEM) was made, incorporating our postulated assumptions, which was used as input for the hydrology algorithm. As output, a flow accumulation raster file was created returning the watershed surface areas along the stream threads. Finally the total channel length ΣL and the mainstream length L for every location along the stream threads were respectively determined by summing all channel lengths in the corresponding sub-watershed and then selecting the longest channel. Dividing ΣL with the watershed area A returned the Hortonian drainage density D_d .

IIIc.v. Maximum tidal discharge Q_{max}

The geometric properties of tidal channels are determined by the tidal discharges that are flowing through the channel network. In the case of tidal marshes with the same elevation (compared to MHWL) and the same tidal characteristics, channel properties of the different tidal marshes can be compared by use of the watershed area, which serves as a good proxy for tidal discharge (e.g., Fagherazzi et al., 1999; Rinaldo et al., 1999b; D'Alpaos et al., 2006). However, in this study, the CRT marsh and the natural tidal marsh are characterized by different elevations and tidal regimes, and hence watershed areas cannot be used to compare the channel properties. As a consequence, tidal discharges had to be calculated for both marsh systems. Based on previous work by Boon (1975) and more recently by Fagherazzi et al. (2008), the tidal discharge was defined as:

$$Q_{max} = A \left(\frac{dh}{dt} \right)_{max} \quad (3)$$

where Q_{max} is the maximum tidal discharge ($m^3 s^{-1}$); h is the water level (m); $(dh/dt)_{max}$ is the maximum rate of change in water level above the mean platform elevation for a mean overmarsh tide ($m s^{-1}$); and A is the watershed area which represents the inundated water surface at water level h (m^2). The high water level of a mean over marsh tide is defined as the mean of all high water levels that overtop the mean platform elevation considered over a one-year period. By calculating $(dh/dt)_{max}$ for the CRT marsh and the natural tidal marsh, Q_{max} values were calculated for a range in watershed areas both in the CRT marsh and the natural tidal marsh, and plotted against the corresponding tidal channel properties (mainstream length, Hortonian drainage density and cross-sectional area). In this way a correct comparison between both systems could be made.

IIIc.vi. Attributing channel properties to data points

To analyze channel properties through entire networks, data points were created every metre along the stream threads. For each data point the channel width, channel depth, the cross-sectional area (based on Eq. (1)), mainstream length and maximum tidal discharge were attributed. In the CRT marsh, channel width and channel depth are only attributed at the cross-sections (Fig. 2A) and not through the entire network. Channels in the natural tidal marsh with a channel depth ≤ 0.1 m over a length ≥ 10 m were excluded from the analysis according to the postulated criteria for measuring channels in the CRT marsh (see Section IIIa).

III d. Mainstream length profiles in the CRT marsh

To construct mainstream length profiles, we plotted the stream thread elevations of the measured CRT mainstreams (t_0 , t_1 , t_2 , t_3 , t_4) against the distance from the mainstream mouth, measured along the stream threads. On each length profile we applied a linear regression, allowing us to derive mean slopes based on the regression equations.

III e. Changes in CRT channel volume

Based on the yearly channel measurements in the CRT marsh, we quantified the volume of sediment eroded in the former ditches and in the newly formed channels. First we performed a linear interpolation of the elevation along the yearly measured stream threads (using ArcGis 9.2). In this way the change in elevation was determined for every point along the stream threads (length profiles). Second, using the cross-sectional data, we calculated the change in cross sectional area and related this to the change in stream thread elevation for all cross-sections. Based on this relationship, the changes in stream thread elevation (derived from the yearly interpolation along the length profile) were converted to changes in cross sectional area, which allowed calculation of the total volume of eroded or deposited sediment in the channels.

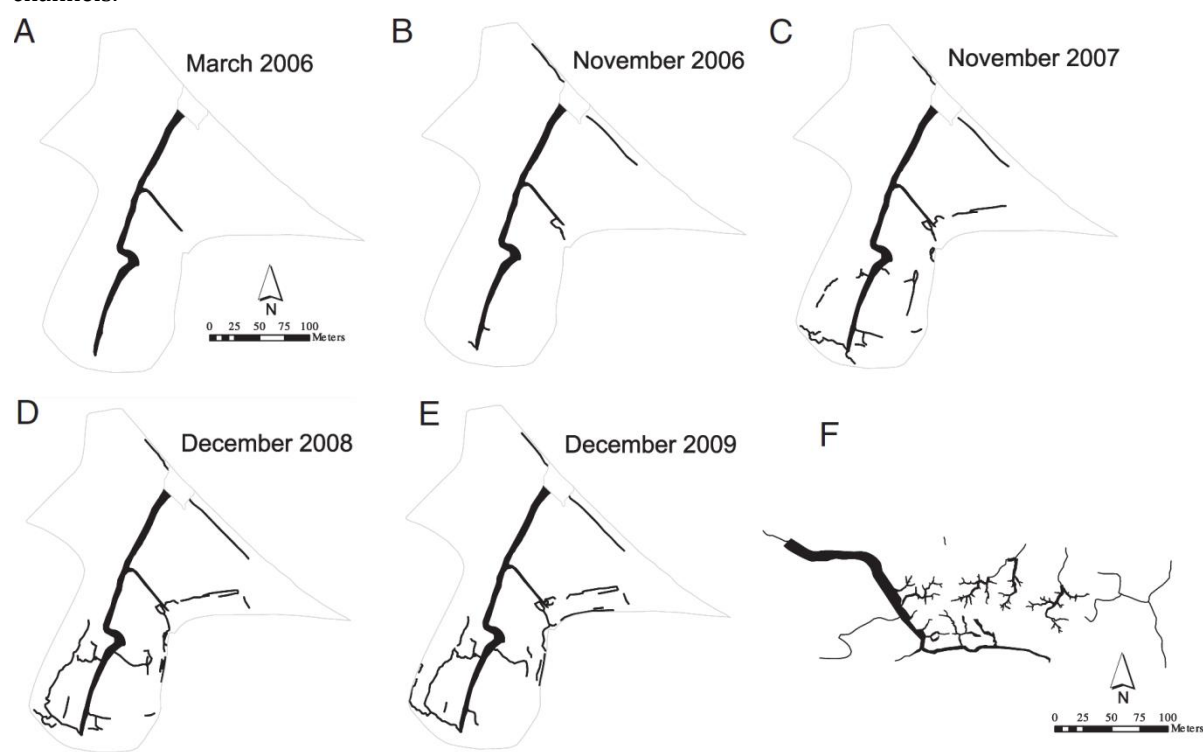


Fig. 4. (A)-(E) Planimetric evolution of the CRT marsh network, t_0 =before flooding started (March 2006), t_1 =after nearly 1 year of tidal flooding (November 2006), t_2 =after 2 years (November 2007), t_3 =after 3 years (December 2008), and t_4 =after 4 years (December 2009). (F) Channel network of the natural tidal marsh.

IV. Results

IV a. Channel drainage density

IV a. i. Observed drainage density

Between t0 and t4 new channels were formed in the Lippenbroek CRT marsh (Fig. 4A-4E), resulting in a decrease in the unchanneled flow length L (Fig. 5A). This decrease in unchanneled flow length is expressed by an increase in the slope of the linear trends on the semi-logarithmic plots (the inverse of this slope represents the mean unchanneled flow length L_m), and almost exclusively occurs during the first 2 years of channel formation (Fig. 5A). Mean unchanneled flow values decrease at this point from 54.6 m (t0), to 38.6 m (t1), towards 28.6 m (t2) (Fig. 5B). From then on the increase in drainage density is less rapid with only minor changes in mean unchanneled flow length between t2 (28.6 m), t3 (26.9 m) and t4 (27.4 m). For the natural tidal marsh the mean unchanneled flow length is 8.9 m which is clearly smaller compared to the CRT marsh at t4 (27.4 m) (Fig. 5B), demonstrating a better draining and feeding of the natural tidal marsh. The Hortonian drainage density D_d for the entire CRT marsh area evolves from 0.0056 m m⁻² (t0), 0.0085 (t1), 0.0146 (t2), 0.0181 (t3) towards 0.0184 (t4) m m⁻² (Fig. 5B). In the CRT marsh not all channels are yet connected (Fig. 4A-4E). Excluding the non-connected channels (only for t2, t3 and t4) results in drainage densities of 0.0106 m m⁻² (t2), 0.0147 m m⁻² (t3) and 0.0142 m m⁻² (t4). In the mature natural tidal marsh the network has a Hortonian drainage density of 0.0256 m m⁻² (Fig. 5B).

IVa.ii. Effect of initial platform elevation on the drainage density

After one year of tidal working (t1) there is not yet an effect of the initial platform elevation on the incision of new channels (Fig. 6). Platform locations within all considered elevation classes have very comparable mean distances to newly formed channels, which means that the channel drainage density is not significantly different between the different platform elevation classes. After 2 years of tidal inundation (t2), the drainage density has become clearly higher at low elevation sites (less than about 0.4 m below MHWL), as demonstrated by the significant decrease in mean distance to the newly formed channel edges (Fig. 6). From then on, this effect of initial elevation remains more or less stable (Fig. 6).

IVa.iii. Effect of vegetation on the drainage density

17% of the platform in the CRT marsh was not vegetated at t4 (Fig. 7A, 7B) and almost the entire unvegetated platform had an elevation less than 0.1 m below MHWL (Fig. 7B). To examine the effect of

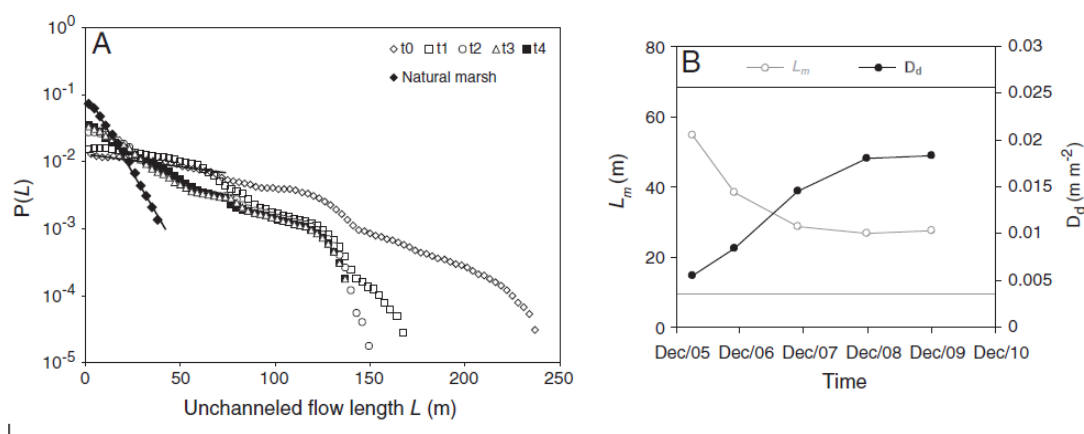


Fig. 5. (A) Probability density function of the unchanneled flow length L (i.e., the distance of any platform location to the nearest channel), for t0 up to t4 at the constructed CRT marsh, and for the natural tidal marsh (NM). Linear trends on the semi-logarithmic plots are presented for the CRT marsh at t0, and for the natural tidal marsh. (B) Evolution of the mean unchanneled flow length L_m and the Hortonian drainage density D_d in the CRT marsh. Horizontal lines represent the mean unchanneled flow length (grey line at 8.9 m) and the Hortonian drainage density (black line at 0.0256 m m⁻²) for the natural tidal marsh.

vegetation on drainage density, the distance to the new formed channel edges was evaluated for the vegetated and unvegetated zones with an elevation less than 0.1 m below MHWL (Fig. 7B, 7C). After 4 years of tidal working and vegetation growth, the mean distance to the newly formed channel edges was very comparable for the vegetated and unvegetated areas (Fig. 7C).

IVa.iv. Maximum tidal discharge versus mainstream length and Hortonian drainage density

The relationship between the maximum tidal discharge Q_{max} and the mainstream channel length L , is different between the initial CRT marsh channel network (t0) and the equilibrium situation for a natural tidal marsh (Fig. 8A). At t1 and t2 the Q_{max} - L relationship in the CRT marsh evolves towards the natural marsh relationship. At t3 and t4 the Q_{max} - L relationship has become more comparable for the CRT marsh and the natural tidal marsh, with at this point longer mainstream lengths in the CRT marsh compared to the natural marsh (Fig. 8A). This evolution demonstrates a quick elongation of the mainstream channel lengths in the CRT marsh.

The Hortonian drainage density of the two CRT marsh ditches at t_0 (Fig. 4A) does not exceed the value of 0.010 m m^{-2} (circles, Fig. 8B). At t_1 and t_2 channel extension is rather limited and channel drainage density just attains values up to 0.015 m m^{-2} . After 3–4 years the increase in channel drainage density becomes however clearly pronounced, with values around 0.020 m m^{-2} for the largest tidal discharges, and values around 0.050 m m^{-2} for the smallest tidal discharges. This increase in channel drainage density with decreasing maximum tidal discharge is also observed for the natural tidal marsh. Here, for the smallest maximum tidal discharges, channel drainage densities are comparable with the CRT marsh (t_4), however for the larger maximum tidal discharges ($> 0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) the drainage densities are still higher on the natural marsh than on the CRT marsh (t_4), indicating that the formation of more new tributary channels may be expected in the CRT marsh.

IVb. Channel cross-sections

IVb.i. Maximum tidal discharge versus cross-sectional area

For tidal channel networks the cross-sectional area Ω in the natural tidal marsh is in proportion with the maximum tidal discharge Q_{max} (Fig. 9). This $Q_{\text{max}}-\Omega$ relationship evolves differently in the CRT marsh for the former ditches (grey symbols in Fig. 9) versus the newly formed channels (white symbols in Fig. 9). At t_0 some of the cross-sectional areas of the former ditches are divergent from the natural $Q_{\text{max}}-\Omega$ relationship (Fig. 9). Over time, Q_{max} and Ω change at the considered transects, so that data points shift towards the equilibrium line, and after 4 years (t_4) all cross-sectional areas are in equilibrium, or close to the equilibrium, with the

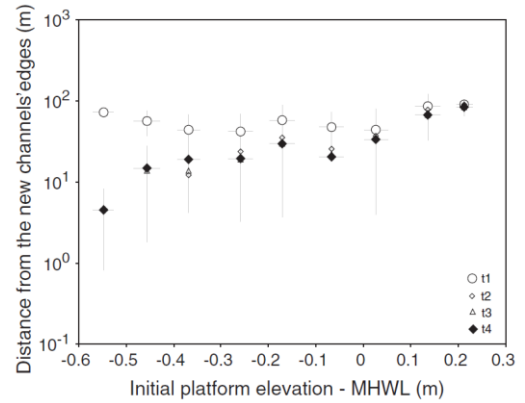


Fig. 6. Effect of initial platform elevation on the drainage density of newly formed channels in a constructed CRT marsh. Drainage densities are calculated for elevation classes in steps of about 0.1

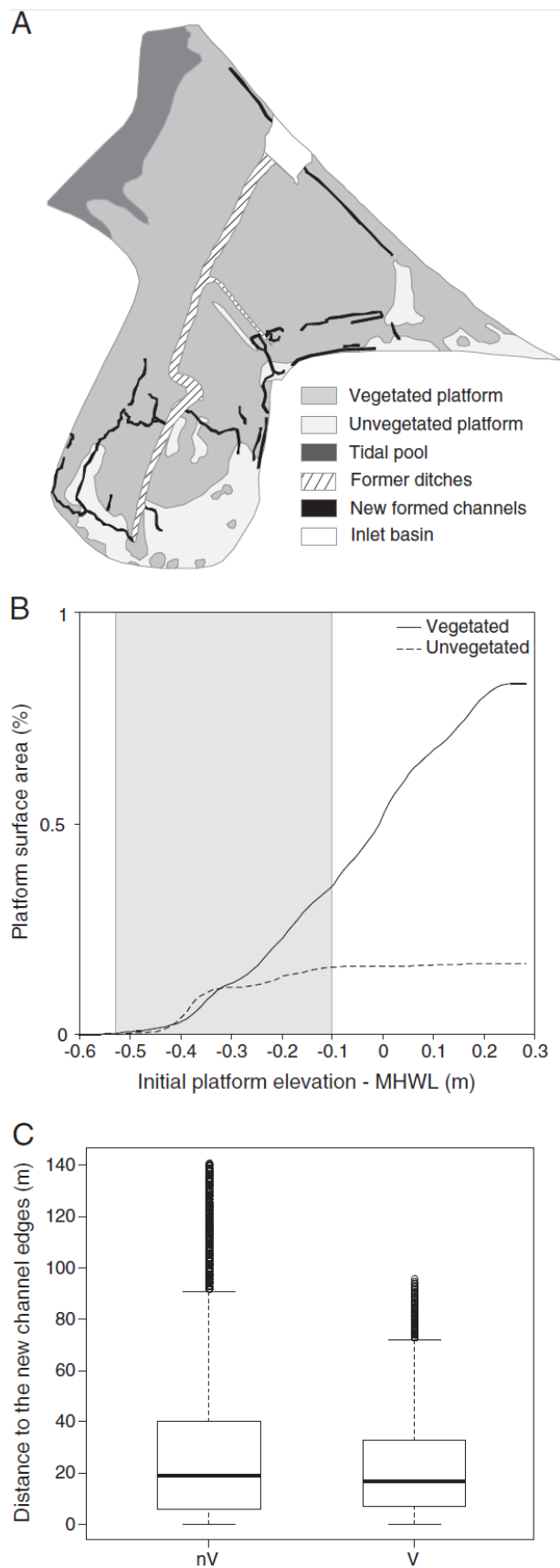


Fig. 7. (A) Vegetated and unvegetated zones in the Lippenbroek CRT marsh at t4. (B) Elevation distribution of the former polder platform, according to the vegetation zones at t4. (C) Whisker boxplots of the distance to the newly formed channel edges (at t4). Analysis performed for the elevation interval defined in Fig. 7B.

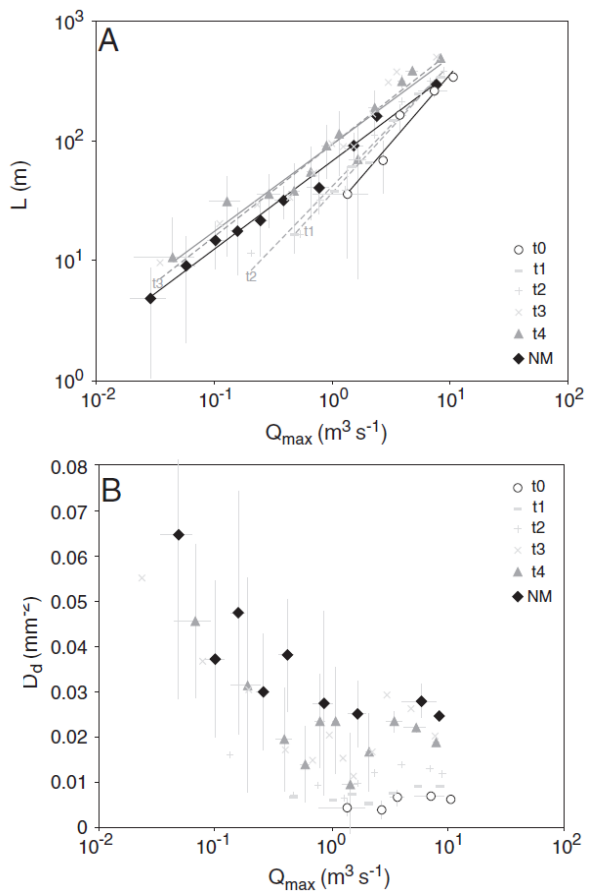


Fig. 8. (A) Relationship between maximum tidal discharge Q_{\max} and mainstream length L , NM in legend=natural tidal marsh. (B) Relationship between maximum tidal discharge Q_{\max} and Hortonian drainage density D_d .

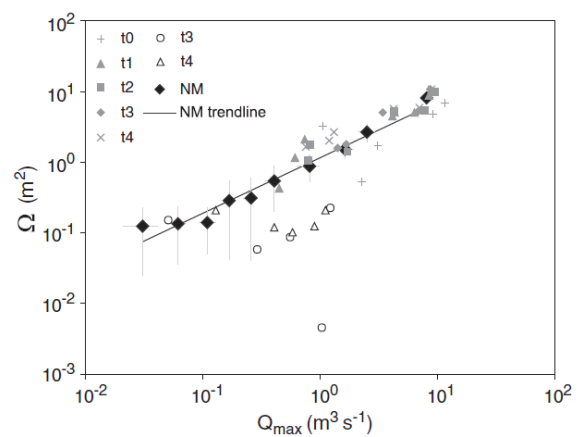


Fig. 9. Maximum tidal discharge Q_{\max} versus cross-sectional area Ω . Grey symbols represent the ditch cross-sections of the CRT marsh, white symbols the cross-sections of the newly formed channels in the CRT marsh. NM=the natural marsh.

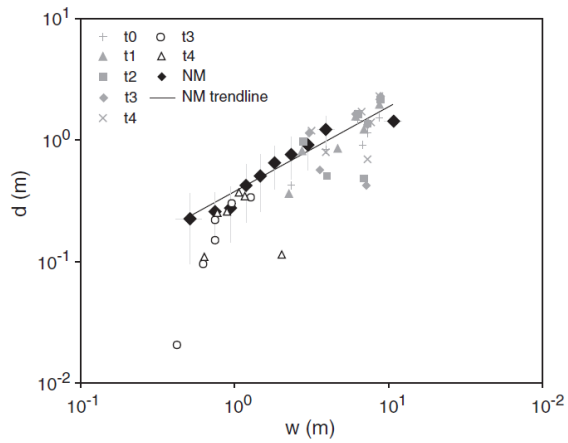


Fig. 10. Channel width, w , versus channel depth, d . Grey symbols represent the ditch cross-sections of the CRT marsh, white symbols the cross-sections of the newly formed channels in the CRT marsh, NM=the natural marsh.

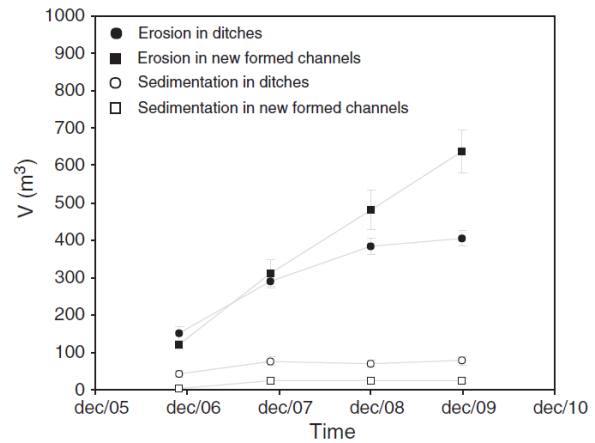


Fig. 12. Evolution of the volumes of sediment eroded and deposited in the ditches and the new formed channels in the CRT marsh.

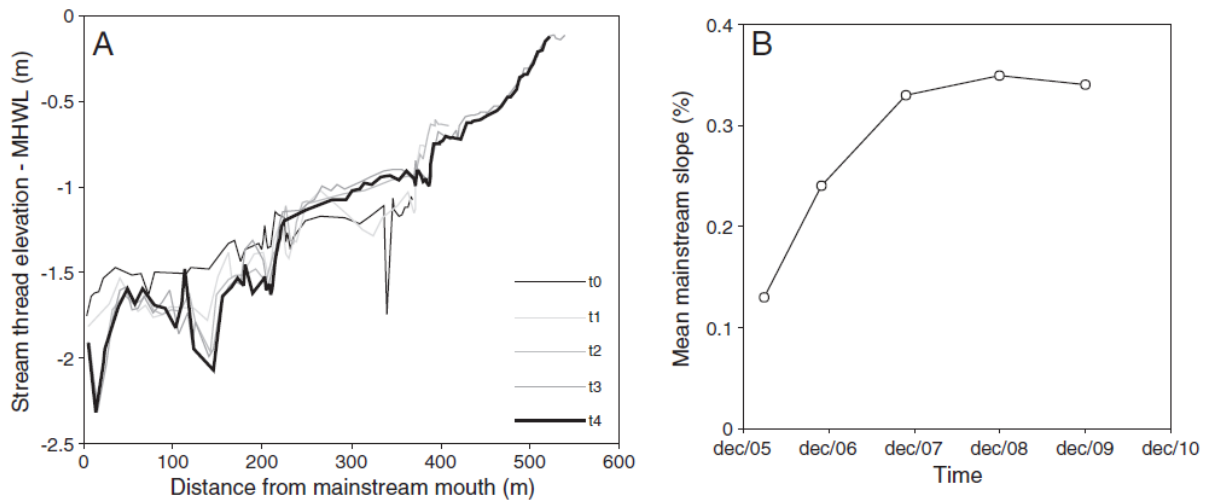


Fig. 11. (A) Evolution of the mainstream length profile in the CRT marsh (t0 through t4). (B) Evolution of the mainstream mean slope in the CRT marsh.

corresponding maximum tidal discharges (Fig. 9). As opposed to the ditches, most crosssections of the newly formed channels plot below the equilibrium line (white symbols, Fig. 9). To attain the equilibrium state under constant maximum tidal discharge, an important increase in crosssectional area would be necessary, by channel deepening and/or widening.

IVb.ii. Width to depth ratio

In the natural tidal marsh the width to depth ratio β ($=w/d$) varies between 2.5 and 5.5 (Fig. 10); only for the largest channel width value over the entire natural channel network is 4.5. For the CRT marsh, the data are scattered around the equilibrium line and clearly not all width to depth ratios (both for ditches as for newly formed channels) are comparable with the natural marsh (Fig. 10). At t4 the mean β value for the ditch cross-sections is 5.2, for the newly formed channel cross-sections this is 6.1, indicating that channel deepening would be necessary to obtain the β values observed in the natural tidal marsh (between 2.5 and 5.5).

IVc. Mainstream length profile

At t0 the length profile of the former ditch is characterized by an increase in stream thread elevation (away from the inlet sluice) under a mean slope of 0.13 % (Fig. 11A, 11B). During the first year of tidal working, erosion causes channel deepening along the first 200 m of the length profile under a mean incision rate of 0.14 m a⁻¹ (t1, Fig. 11a). Moreover we observe channel extension at the head of the former ditch over a distance of 10 m (cf. Fig. 4A, 4B). Between t1 and t2 there is continued erosion along the

proximal parts of the channel (mean incision rate of 0.1 m a⁻¹), while along the distal parts (between 250 and 370 m) sedimentation causes channel infilling.

At the channel head, the newly formed channel further extends over a distance of 28 m (cf. Fig. 4B, 4C, 11A). Between t₂, t₃ and t₄, the changes in stream thread elevation (both proximal and distal) are rather limited. The most important change is observed at the channel head where the newly formed channel further extends over a distance of 130 m (cf. Fig. 4C, 4E, 11A). Considered over a period of 4 years, this results in a mean headward growth rate of 41 m a⁻¹ of the main channel. Changes in stream thread elevation along the former ditch have their impact on the mean slope of the mainstream length profile. During the first two years of tidal working there is a clear increase in mean slope, whereas the following two years only small changes are observed (Fig. 11B).

IVd. Eroded channel volumes

As demonstrated by the mainstream length profile development (Fig. 11), the former ditch volumes change both by erosion and sedimentation processes. In time there is an increase in the amount of sediment eroded in the former ditches, however the erosion rate decreases in time and tends to zero by t₄, indicating that an equilibrium has been reached (Fig. 12). The amount of sediment deposited in the former ditches is clearly smaller compared to the eroded volumes and has attained an equilibrium already after 2 years (Fig. 12). Whereas erosion in the former ditches is limited to channel incision, eroded volumes in the newly formed channels are determined by both channel incision and channel extension. Hence, as opposed to the former ditches, erosion rates for the newly formed channels are constant in time, and have not yet reached an equilibrium after 4 years (Fig. 12). Sedimentation in the newly formed channels is of minor importance.

V. Discussion

The initial formation and evolution of tidal channel networks has recently attained much attention, especially based on numerical modeling (e.g., Fagherazzi and Furbish, 2001; Fagherazzi and Sun, 2004; D'Alpaos et al., 2005, 2007b; Kirwan and Murray, 2007; Temmerman et al., 2007). However, empirical field data on initial channel formation are relatively scarce (Williams et al., 2002; Wallace et al., 2005; D'Alpaos et al., 2007a). Few analyses exist on both the planimetric and cross-sectional evolution of an entire tidal channel network, covering the evolutionary stages from initial channel network formation up to a dynamic equilibrium stage. As a consequence, the rate at which channel networks form and evolve towards an equilibrium state, for example in restored or newly created intertidal areas, is difficult to predict.

In this study we looked at the evolution of several geometric parameters and relationships in a newly constructed intertidal area (CRT marsh). Some of these relationships quickly attained (after a few years) an equilibrium state comparable with a mature, natural tidal marsh. In the CRT marsh we observe that the cross-sectional area Ω of the former ditches is currently (after 4 years) in equilibrium with the corresponding maximum tidal discharge, whereas for the newly formed channels a further increase in Ω is still necessary (Fig. 9). The equilibrium state of the former ditches is supported by the decrease in net erosion and sedimentation rates towards zero after 4 years, while erosion in the newly formed channels continues in time at a relatively constant rate (Fig. 12). In addition to the cross-sectional area of the former ditches, the mainstream lengths of the newly formed channels have already reached an equilibrium state (after 3 years) with their corresponding maximum tidal discharges (Fig. 8A). It should be noted that the mainstream lengths of the newly formed channels are however somewhat larger compared to the natural tidal marsh, and possible future channel infilling can be expected near the channel heads. After 4 years of tidal working, the mean headward growth of the main channel is 41 m a⁻¹. This is higher compared to mean channel growth rates in other de-embankment sites (11 m a⁻¹ reported by D'Alpaos et al. (2007a), 6.2 m a⁻¹ by Wallace et al. (2005)), and clearly exceeds channel growth rates in mature tidal marsh systems (1.5 m a⁻¹ reported by Collins et al. (1987), 1.9 m a⁻¹ by Hughes et al. (2009)). With regard to the channel drainage density in the CRT marsh, an equilibrium state is reached for the smaller tidal discharges ($b < 0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), but not for the larger ones (Fig. 8B). This indicates that the formation of new channels initially takes place by a quick increase in mainstream length (through headward growth), together with the formation of some tributary channel branches relatively close to the mainstream heads (i.e., the smaller tidal discharges and thus smaller watershed areas, see Eq. (3)). For the larger watershed areas with larger tidal discharges, tributary channel formation still can be expected, especially for the watershed areas with tidal discharges between 0.5 and 1.5 m³ s⁻¹ (Fig. 8B).

That new channel formation is still an ongoing process is clearly illustrated by the evolution of the mean unchanneled flow length, the Hortonian drainage density, and the volumes of sediment eroded by the newly formed channels. The mean unchanneled flow length decreased rapidly in the first 2 years and

more slowly thereafter (Fig. 5B). Both the mean unchanneled flow length (27.4 m at t4) and the Hortonian drainage density (0.0184 m m⁻² at t4) are still far away from the values observed in a nearby natural tidal marsh (8.9 m and 0.0256 m m⁻², respectively), suggesting that there is still much potential for channel network extension. Moreover, there is no large difference in gradients between the mean unchanneled flow length and the Hortonian drainage density (considered for every time step, Fig. 5B), demonstrating that the decrease in mean unchanneled flow length is a consequence of network extension, and not a result of tidal meandering (Marani et al., 2003). Considering the eroded volumes in the newly forming channels (i.e. the combined effect of channel extension and incision), the erosion rates remain constant in time (Fig. 12), implying that continued extension and incision of new channels may be expected the coming years. Despite the rapid channel initiation, after 4 years, the CRT marsh drainage density is still clearly lower than the drainage density of the natural tidal marsh (Fig. 5B, 8B). An explanation for this is given by the fact that new channels develop first at more low elevation sites (Fig. 6). These sites are characterized by concentration of flood and ebb flows, combined with higher inundation frequencies, and are thus subject to more intensive erosion processes. Also a second explanation may be brought forward: low elevated sites in (restored) tidal marshes are typically characterized by high sedimentation rates (Leonard, 1997; Temmerman et al., 2003). In the CRT marsh we measured sedimentation rates up to 13.4 cm a⁻¹ in the lowest elevation zone (-0.5 m relative to MHWL) (Vandenbruwaene et al., 2011), where the increase in channel drainage density was largest. These rapidly deposited sediments are extremely water saturated and not consolidated, and hence have a low resistance against erosion and channel initiation. Once incision takes place, flow becomes increasingly concentrated towards the incipient channel, and the underlying high erosion-resistant polder clay (in case of restored sites) may start to erode. The presence of extremely water saturated sediments at the low elevation sites also explains the high headward growth rate of the main channel (41 m a⁻¹). For the high elevation sites in the constructed marsh, channel incision is much more difficult. There, only few fresh sediment is deposited (only 0.5 cm a⁻¹ on the highest locations, Vandenbruwaene et al. (2011)), so that initial channel incision almost immediately has to start into the consolidated and thus erosion-resistant polder clay. Additionally, the high elevated sites in the CRT marsh were initially covered by dense vegetation already before the tide was introduced into the area (Jacobs et al., 2009). Typically, vegetation reduces flow velocities and erosion (e.g., Leonard and Luther, 1995; Leonard and Croft, 2006; Neumeier and Amos, 2006), and hence channel initiation is less likely. Nevertheless for the lower elevated sites, the drainage density of newly formed channels was not significantly different between vegetated and unvegetated sites (Fig. 7C). The preferential development of new channels at the low elevated sites is also observed for other marsh restoration sites (Wallace et al., 2005).

In addition to the channel drainage density, the cross-sectional area of the newly formed channels has not yet reached an equilibrium state (Fig. 9). Although the main width-to-depth ratio for the newly formed channels ($\beta=6.1$) is comparable with width-to-depth ratios observed in other tidal marsh networks ($\beta=5-7$) (Marani et al., 2002), some cross-sections are not yet comparable to the natural tidal marsh (Fig. 10). This is also reflected in the natural marsh mean width-to-depth ratio which has a lower value ($\beta=4.5$) compared to newly formed CRT channels ($\beta=6.1$). In the short-term it is most likely that the new channels in the CRT marsh will evolve towards an equilibrium cross-sectional area, mainly by channel deepening. In general, the temporal changes of channel depth (because of changes in tidal prism/watershed area) are considered to be more likely than the changes in channel width (D'Alpaos et al., 2006). However, in our specific case, the underlying erosion-resistant compacted polder clay may slow down this process of channel deepening and hamper the new channels to quickly attain their cross-sectional equilibrium state. This implication is not applicable to the former ditches. Here, cross-sectional area quickly reached an equilibrium state (Fig. 9) mainly by changes in stream thread elevation (Fig. 11). Channel deepening is hereby more important in the proximal parts of the ditches, whereas channel infilling prevails in the distal parts (Fig. 11). Deepening of the former ditches can be rapid because the former ditch bed does not consist of compacted polder clay but more of loose sediments. Also channel infilling can occur rapidly due to the high suspended sediment concentrations in this part of the estuary (on average 150mg l⁻¹; Temmerman et al., 2004b). Although the ditch cross-sectional area has attained an equilibrium state, this does not automatically imply that future changes are no longer possible. We observe that some of the ditch cross-sections are still divergent from the natural tidal marsh (Fig. 9), and that the mean width-to-depth ratio for the ditches is still higher ($\beta=5.2$) than the mean width-to-depth ratio for the natural tidal marsh ($\beta=4.5$).

VI. Conclusions

After introducing a controlled reduced tide (CRT) in a former polder area, spontaneous channel formation already took place after one year of tidal action. After two years, the cross-sectional area of the

former ditches was already in equilibrium with the corresponding tidal discharge. By the third year, the mainstream lengths and the channel drainage densities of smaller watersheds attained an equilibrium with the corresponding tidal discharges, demonstrating the rapid headward growth of newly formed channels and tributary channel formation near the channel heads. New channels preferably developed at low elevation sites because flood and ebb flows concentrated towards these low elevated zones, and because relatively thick deposits of fresh unconsolidated sediments enabled fast channel incision there. Within the low elevation zone, vegetation had no significant influence on the channel extension.

Not all geometric properties already attained an equilibrium after 4 years of tidal working. The larger watershed areas, which also contain the high elevation zones, were characterized by lower drainage densities. Here, within the high elevation zone, channel formation was not common because incision almost immediately had to start into the compacted polder clay. The overall drainage density of the CRT marsh is, thus, not yet comparable with the drainage density of a natural tidal marsh and further tributary channel formation can be expected during the coming years. Additionally, for the existing newly formed channels, an increase in channel cross-sectional area will be necessary to attain an equilibrium cross-section. The above-described results are important for the restoration of tidal marsh area because tidal channel networks play a crucial role in the ecosystem services of tidal marshes. Within the CRT area, we consider the observed rapid development of a channel network as favorable for the successful restoration of an ecologically diverse tidal marsh area. Moreover, this study provides insight to certain features that promote (e.g., low elevation zones) or hamper (e.g., compacted polder clay) the formation of tidal channels, and in this way could improve the design of future marsh restoration sites.

Acknowledgements

The authors wish to thank Jean Waucomont, Johnny Teuchies, Sander Jacobs, Tom Maris and Olivier Beauchard for their assistance during field work. This research was funded by Waterwegen & Zeekanaal NV (OMES project) and FWO-Flanders (project number 1503907 N).

References

- Bakker, J.P., Esselink, P., Dijkema, K.S., van Duin, W.E., de Jong, D.J., 2002. Restoration of salt marshes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478, 29–51.
- Beauchard, O., Jacobs, S., Cox, T.J.S., Maris, T., Vrebos, D., Van Braeckel, A., Meire, P., 2011. A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials. *Ecological Engineering* 37, 1849–1858.
- Boon, J.D., 1975. Tidal Discharge Asymmetry in a Salt-Marsh Drainage System. *Limnology and Oceanography* 20, 71–80.
- Claessens, J., Meyvis, L., 1994. Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1981–1990. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap AWZ Afdeling Maritieme Schelde, Antwerpen.
- Collins, L.M., Collins, J.N., Leopold, L.B., Gardiner, V., 1987. Geomorphic processes of an estuarine marsh: preliminary results and hypotheses. *International Geomorphology Part I*. Wiley, London, pp. 1049–1072.
- Cox, T., Maris, T., De Vleeschauwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K., Meire, P., 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. *Ecological Engineering* 28, 55–63.
- D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Marani, M., Fagherazzi, S., Rinaldo, A., 2005. Tidal network ontogeny: channel initiation and early development. *Journal of Geophysical Research* 110, F02001.
- D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Mudd, S.M., Fagherazzi, S., 2006. Modeling the influence of hydroperiod and vegetation on the cross-sectional formation of tidal channels. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69, 311–324.
- D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Marani, M., Bonorretto, A., Cecconi, G., Rinaldo, A., 2007a. Spontaneous tidal network formation within a constructed salt marsh: Observations and morphodynamic modelling. *Geomorphology* 91, 186–197.
- D'Alpaos, A., Lanzoni, S., Marani, M., Rinaldo, A., 2007b. Landscape evolution in tidal embayments: modeling the interplay of erosion, sedimentation, and vegetation dynamics. *Journal of Geophysical Research* 112, 1–17.
- Fagherazzi, S., Furbish, D.J., 2001. On the shape and widening of salt marsh creeks. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 106, 991–1003.
- Fagherazzi, S., Sun, T., 2004. A stochastic model for the formation of channel networks in tidal marshes. *Geophysical Research Letters* 31, L21503.
- Fagherazzi, S., Bortoluzzi, A., Dietrich, W.E., Adami, A., Lanzoni, S., Marani, M., Rinaldo, A., 1999. Tidal networks 1. Automatic network extraction and preliminary scaling features from digital terrain maps. *Water Resources Research* 35, 3891–3904.
- Fagherazzi, S., Gabet, E.J., Furbish, D.J., 2004. The effect of bidirectional flow on tidal channel planforms. *Earth Surface Processes and Landforms* 29, 295–309.
- Fagherazzi, S., Hannion, M., D'Odorico, P., 2008. Geomorphic structure of tidal hydrodynamics in salt marsh creeks. *Water Resources Research* 44.
- French, J.R., Stoddart, D.R., 1992. Hydrodynamics of salt marsh creek systems: implications for marsh morphological development and material exchange. *Earth Surface Processes and Landforms* 17, 235–252.
- French, J.R., 2006. Tidal marsh sedimentation and resilience to environmental change: exploratory modelling of tidal, sea-level and sediment supply forcing in predominantly allochthonous systems. *Marine Geology* 235, 119–136.
- Hughes, Z.J., FitzGerald, D.M., Wilson, C.A., Pennings, S.C., Wieski, K., Mahadevan, A., 2009. Rapid headward erosion of marsh creeks in response to relative sea level rise. *Geophysical Research Letters* 36.
- Jacobs, S., Beauchard, O., Struyf, E., Cox, T., Maris, T., Meire, P., 2009. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85, 368–376.
- Kirwan, M.L., Murray, A.B., 2007. A coupled geomorphic and ecological model of tidal marsh evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 6118–6122.

- Leonard, L.A., 1997. Controls on sediment transport and deposition in an incised mainland marsh basin, southeastern North Carolina. *Wetlands* 17, 263–274.
- Leonard, L.A., Croft, A.L., 2006. The effect of standing biomass on flow velocity and turbulence in *Spartina alterniflora* canopies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69, 325–336.
- Leonard, L.A., Luther, M.E., 1995. Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies. *Limnology and Oceanography* 40, 1474–1484.
- Marani, M., Lanzoni, S., Zandolin, D., Seminara, G., Rinaldo, A., 2002. Tidal meanders. *Water Resources Research* 38 Art. No. 1225.
- Marani, M., Belluco, E., D'Alpaos, A., Defina, A., Lanzoni, S., Rinaldo, A., 2003. On the drainage density of tidal networks. *Water Resources Research* 29 Art. No. 1040.
- Marciano, R., Wang, Z.B., Hibma, A., De Vriend, H.J., Defina, A., 2005. Modeling of channel patterns in short tidal basins. *Journal of Geophysical Research* 110, F01001.
- Maris, T., Cox, T., Temmerman, S., De Vleeschauwer, P., Van Damme, S., De Mulder, T., Van den Bergh, E., Meire, P., 2007. Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a controlled inundation area. *Hydrobiologia* 588, 31–43.
- Meire, P., Ysebaert, T., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Maris, T., Struyf, E., 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540, 1–11.
- Minello, T.J., Zimmerman, R.J., Medina, R., 1994. The importance of edge for natant macrofauna in a created salt marsh. *Wetlands* 14, 184–198.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290.
- Neumeier, U., Amos, C.L., 2006. The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European salt-marshes. *Sedimentology* 53, 259–277.
- Novakowski, K.I., Torres, R., Gardner, L.R., Voulgaris, G., 2004. Geomorphic analysis of tidal creek networks. *Water Resources Research* 40.
- Pethick, J., 2002. Estuarine and tidal wetland restoration in the United Kingdom: Policy versus practice. *Restoration Ecology* 10, 431–437.
- Rinaldo, A., Fagherazzi, S., Lanzoni, S., Marani, M., Dietrich, E., 1999a. Tidal networks 3. Landscape-forming discharges and studies in empirical geomorphic relationships. *Water Resources Research* 35, 3919–3929.
- Rinaldo, A., Fagherazzi, S., Lanzoni, S., Marani, M., Dietrich, E., 1999b. Tidal networks 2. Watershed delineation and comparative network morphology. *Water Resources Research* 35, 3905–3917.
- Shi, Z., Lamb, H.F., Collin, R.L., 1995. Geomorphic change of saltmarsh tidal creek networks in the Dyfi Estuary, Wales. *Marine Geology* 128, 73–83.
- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2003. Spatial and temporal factors controlling short-term sedimentation in a salt and freshwater tidal marsh, Scheldt estuary, Belgium, SW Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 28, 739–755.
- Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2004a. Simulating the long-term development of levee-basin topography on tidal marshes. *Geomorphology* 63, 39–55.
- Temmerman, S., Govers, G., Wartel, S., Meire, P., 2004b. Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. *Marine Geology* 212, 1–19.
- Temmerman, S., Bouma, T.J., Van de Koppel, J., Van der Wal, D., De Vries, M.B., Herman, P.M.J., 2007. Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape. *Geology* 35, 631–634.
- Vandenbruwaene, W., Maris, T., Cox, T.J.S., Cahoon, D.R., Meire, P., Temmerman, S., 2011. Sedimentation and response to sea-level rise of a restored marsh with reduced tidal exchange: Comparison with a natural tidal marsh. *Geomorphology* 130, 115–126.
- Wallace, K.J., Callaway, J.C., Zedler, J.B., 2005. Evolution of tidal creek networks in a high sedimentation environment: A 5-year experiment at Tijuana Estuary, California. *Estuaries* 28, 795–811.
- Williams, P.B., Faber, P.M., 2001. Salt marsh restoration experience in the San Francisco Bay Estuary. *Journal of Coastal Research* Special issue 27, 203–211.
- Williams, P.B., Orr, M.K., Garrity, N.J., 2002. Hydraulic geometry: A geomorphic design tool for tidal marsh channel evolution in wetland restoration projects. *Restoration Ecology* 10, 577–590.
- Wolters, M., Bakker, J.P., Bertness, M.D., Jefferies, R.L., Moller, I., 2005. Saltmarsh erosion and restoration in south-east England: squeezing the evidence requires realignment. *Journal of Applied Ecology* 42, 844–851.

10.6. Bodemfysica en –chemie in het Lippenbroek

10.6.1. Inleiding

Het biogeochemisch functioneren van een GGG wordt verondersteld verschillende estuariene functies te ondersteunen en te verbeteren, zoals sedimentvangen en het begraven van nutriënten. De temporele dynamiek van de sedimentparameters is onderzocht om de belangrijkste processen geïnduceerd door het overstromen van het GGG-sediment te identificeren. Vanaf 2006 zijn verschillende fysico-chemische parameters van de bodem intensief gemonitord in zowel het Lippenbroek als op 3 referentiesites (slik, riet en wilg, resp.: laag, midden en hooggelegen sites) op een aangrenzend schor langs de Schelde.

Onderstaande tekst is gebaseerd op een ongepubliceerd artikel geschreven door O. Beauchard (Sediment abiotic patterns in current and newly-created intertidal habitats from an impacted estuary), die tevens de bodemsampling tussen 2006 en 2009 met hoge frequentie heeft uitgevoerd. Hierna zijn de bodemcampagnes overgenomen door L. Oosterlee met lagere frequentie.

10.6.2. Materiaal en methode

Veld: Een bodemboor (ø 1 cm) werd gebruikt voor het nemen van bodemsamples. Er werden 3 strata onderscheiden: 0-5, 5-10 en 10-15 cm diep, en 3 gemixte samples met 10 tot 15 boringen erin per locatie werden gebruikt voor analyse.

Labo: bodemsamples werden bewaard op 4°C en binnen 24 uur verwerkt. N en P werden geëxtraheerd uit een subsample met 1 M KCl voor N en ammoniumacetaat-EDTA voor P. Na centrifugering werden N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^{2-} en P-PO_4^{3-} concentraties colorimetrisch bepaald met een 'segmented flow analyzer'. Bodem pH (pH- H_2O en pH-KCl) werd gemeten in het supernatant van de bodemextractie met gedestilleerd water (Houba et al., 1989). Daarna werd delta-pH berekend uit pH-KCl minus pH- H_2O . Totaal stikstof en totaal fosfor concentraties werden colorimetrisch bepaald na destructie met zuur, en particulier stikstof en fosfor werden afgeleid door het verminderen met de totale concentratie van ionenconcentraties. Amorf silicium concentratie (ASi) werd gekwantificeerd met een thermo-inductief ICP na een sequentiële alkaline extractie voor 3,4 en 5 uur in 1M Na_2CO_3 op 80°C. De hoeveelheid water in het sediment werd bepaald door het sedimentgewicht na drogen voor 5 dagen op 70°C te meten. Organische stofconcentratie werd geschat na verassing. Hiervoor werd het gewichtsverschil tussen ovengedroogd sediment (105°C) en verast sediment (550°C) bepaald. Daarna werd het overgebleven gedroogd sediment gebruikt voor het kwantificeren van granulometrische aspecten m.b.v. een laser diffractie deeltjesgrootte analyzer: gemiddelde korrelgrootte en klei/slib/zand percentages (resp. als %, 4, 4-63, .63 μm fracties). In het veld werd de sediment weerstand gemeten met een penetrometer.

10.6.3. Resultaten en discussie

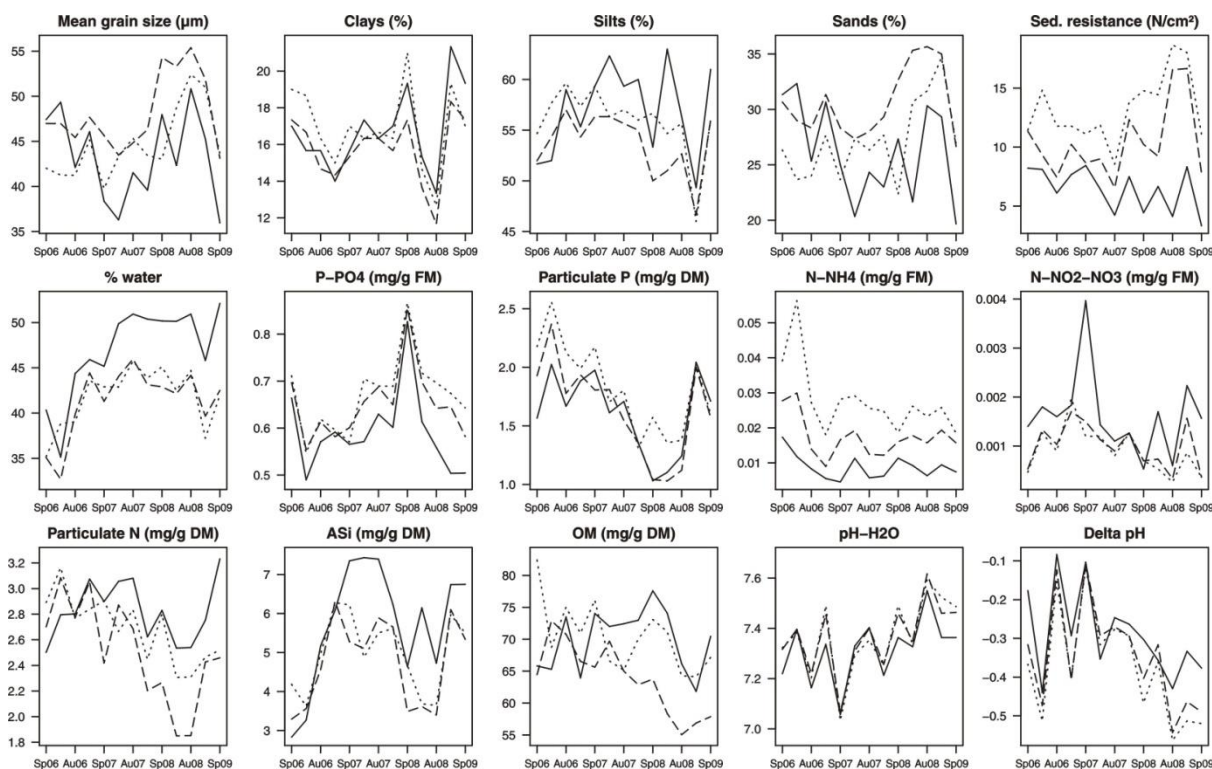
algemene spatiotemporele patronen

Sterke bodemtransformaties werden waargenomen in het Lippenbroek: de vorming van een nutriëntrijke estuarien-sedimentair substraat in de vaakst overstroomde zones contrasteren de estuariene zandplaten waar 'shear stress' versterkt wordt door 'coastal squeeze'.

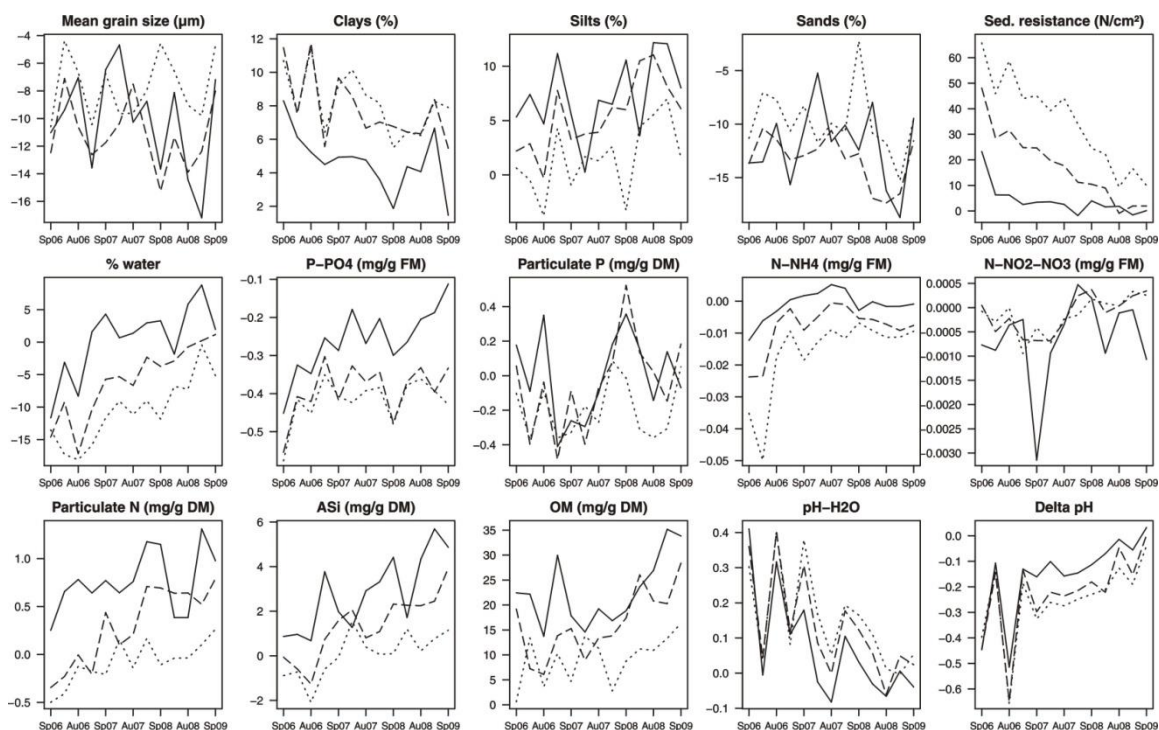
Op de laaggelegen sites in het Lippenbroek zijn de hoogste waarden voor particulier nutriënten waargenomen. Slib en ASi-concentraties, welke meer dan resp 70% en 15 mg/g van droogstof bereikten op laaggelegen sites overtroffen gemakkelijk de waarden gemeten op de referenties. Referentiesites Slik en Riet werden gekenmerkt door hun hoge zandconcentraties (meer dan 40%) en hun lage nutriëntenconcentraties. Particulier N en organische stof concentraties waren tevens het hoogst op de laaggelegen sites in het Lippenbroek (meer dan resp. 5 mg/g droogstof (DS) en 120 mg/g DS) waarbij ze piekten op resp 4 mg/g DS en 120 mg/g DS op de referentiesite Wilg in het estuarium. Particulier fosfor varieerde tussen 3 en 4 mg/g DS op z'n hoogst (site Wilg; in het Lippenbroek middelhoge en hoge locaties) en waren lager op andere locaties.

In beide systemen werd een duidelijke gradiënt waargenomen van droge, kleiige en compacte sedimenten op hooggelegen sites en natte, ionrijke sedimenten (PO_4^{3-} en NH_4^+) op laaggelegen sites.

Temporele veranderingen werden geobserveerd in het Lippenbroek; een switch van initieel landbouwgrond in de lente van 2006 tot het huidige slibbige en natte estuariene sediment. Er is een stratificatie waar te nemen in de bodem van het Lippenbroek wat een top-down opbouw van estuarien sediment door ophoping suggereert. De interactie tussen hoogteligging en ophoping heeft geleid tot een homogeen topsediment op laaggelegen sites.



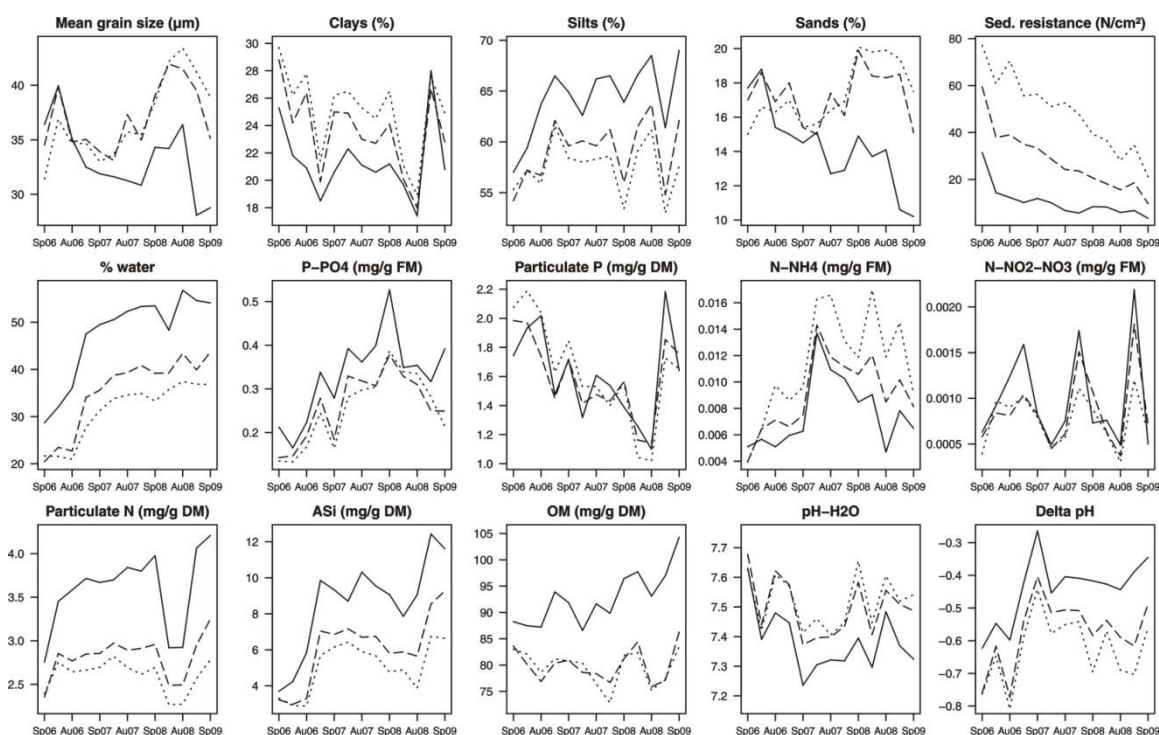
Figur 10.19 Temporal profiles of the physicochemical descriptors in the estuary. In abscissa, seasons from spring 2006 (Sp06) to spring 2009 (Sp09). Continuous, dotted and finely dotted lines corresponding to respectively 0 – 5, 5 – 10, and 10 – 15 cm strata. FM: fresh material; DM: dry material.



Figur 10.20 Temporal profiles of the physicochemical descriptors in the CRT. In abscissa, seasons from spring 2006 (Sp06) to spring 2009 (Sp09). Continuous, dotted and finely dotted lines corresponding to respectively 0 – 5, 5 – 10, and 10 – 15 cm strata. FM: fresh material; DM: dry material.

Temporele profielen

In beide systemen vertonen de gemiddelden van sedimentkarakteristieken niet-seizoenale variaties, behalve voor nitraat- en nitrietconcentraties welke in het Lippenbroek maximaal zijn in de winter en minimaal in de zomer (fig 10.19 en 10.20). Verschillende temporele series vertonen veel gelijkenissen en zijn significant gecoreleerd; dit suggereert dat processen op dezelfde manier gebeuren in zowel het estuarium als in het Lippenbroek. Series waren erg synchroon voor gemiddelde korrelgrootte, klei, watercontent, particulier P, PO_4^{3-} , ASi en oppervlakkig particulier N. sommige parameters vertoonden een duidelijke stratificatie; PO_4^{3-} concentraties namen toe met de diepte in het estuarium, terwijl er een omgekeerde gradiënt waar te nemen is in het Lippenbroeksediment. Op de lange termijn werden omkeerbare trends van part. P, PO_4^{3-} , ASi en part. N waargenomen in de laatste jaren. Deze resultaten sluiten niet mogelijke onafhankelijke processen in het Lippenbroek uit. Hiervoor moeten de verschillen tussen het estuarium en het Lippenbroek (vermindering van de eerste met de tweede) berekend worden, om de oorsprong van de veranderingen te identificeren (Fig. 10.21). Duidelijke trends van verschillende oorsprong onthullen onafhankelijke veranderingen van de GGG-bodem. Verschillen in sedimenttweerstand, watercontent, PO_4^{3-} , NH_4^+ , pH en delte pH verminderden over tijd. $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ concentraties vertoonden geen opvallende veranderingen, maar verschillen waren kleiner in het topsediment, waar een seizoenaliteit gemarkeerd werd door wintermaxima. Groeiende verschillen in part. N, ASi en Organische stofconcentraties (enkel de bovenste 2 strata voor de laatstgenoemde) bevestigen toename van deze concentraties onafhankelijk van mogelijke algemene processen voorkomend in het estuarium en het Lippenbroek. ASi verrijking in het topsediment vertoont een opmerkelijk seizoenaal patroon, met wintermaxima en zomerminima. Het verschil tussen estuarium en Lippenbroek lijkt voor sommige parameters te verdwijnen, terwijl het groter wordt voor andere parameters, vooral part. N, ASi en organische stof.



Figuur 10.21 Temporal profiles of physicochemical descriptor differences between CRT and estuary (values in **Figuur 10.20** minus values in **Figuur 10.19**). In abscissa, seasons from spring 2006 (Sp06) to spring 2009 (Sp09). Continuous, dotted and finely dotted lines correspond to respectively the 0 – 5 cm, 5 – 10 cm and 10 – 15 cm strata. FM: fresh material; DM: dry material.

Uit statistische analyses blijkt dat algemene processen in het estuarium en in het Lippenbroek enigszins anders zijn van top- naar dieper sediment. De sedimentkarakteristieken van de referentie en het Lippenbroek vertonen lange termijn-oscillaties, waarbij beide systemen op dezelfde manier fluctueerden. Ondanks deze variaties is het Lippenbroek succesvol gebleken voor het vastleggen van nutriënten en fijne deeltjes.

10.6.4. Referenties

Houba, R., Van der Lee, J.J., Novozamsky, I., Wallinga, I., 1989. Soil and plant analysis, a series of syllabi. Part 5. Soil analysis procedures. Agricultural University Wageningen, Netherlands.

10.7. Vegetatie-ontwikkeling in het Lippenbroek

10.7.1. Materiaal en methode

Op de 10 vaste meetlocaties in het Lippenbroek (Figuur 10.10) zijn telkens 7 permanente kwadranten (PQ's) uitgezet. De 70 PQ's werden seizoenaal (winter, lente zomer) bemonsterd vanaf 2006 t/m september 2010. Het afgelopen jaar werden enkel in de vroege zomer en de late zomer/herfst de opnames op de PQ's uitgevoerd. Naast staalnames voor fysico-chemische bodemeigenschappen werden de volgende variabelen genoteerd: vegetatie, dikte strooisellaag, algenbedekking, mosbedekking, diatomeeënbedekking, kale bodem, water, gemiddelde hoogte, vegetatiehoogte, helling (%), microreliëf (cm), uitschieters (soort en hoogte), soorten (soort en bedekking). Bedekkingen werden allen geschat als percentage van het totaal, voor percentages lager dan 5 werd ook telkens het aantal individuen genoteerd (1-10, >10). Naast de vegetatiekartering op de PQ's zijn vanaf 2006 t/m 2009 twee keer per jaar gebiedsdekkende vegetatieopnames uitgevoerd (lente en herfst). Hierna zijn deze opnames enkel in de zomer, op het toppunt van het groeiseizoen, uitgevoerd. Bij deze opnames werden grote vegetatie-eenheden onderscheiden, waarvan vervolgens alle soorten werden genoteerd. Tevens werd van elke dominante soort de bedekking (%) genoteerd, en de hierboven genoemde variabelen. Vegetatie-eenheden werden vervolgens met behulp van ArcGIS in beeld gebracht. Jaarlijks wordt een schatting gemaakt van de 25 meest voorkomende soorten in het gebied. Van deze soorten worden elke campagne 5 individuen geogst waarvan de gehalten aan nutriënten en metalen worden bepaald.

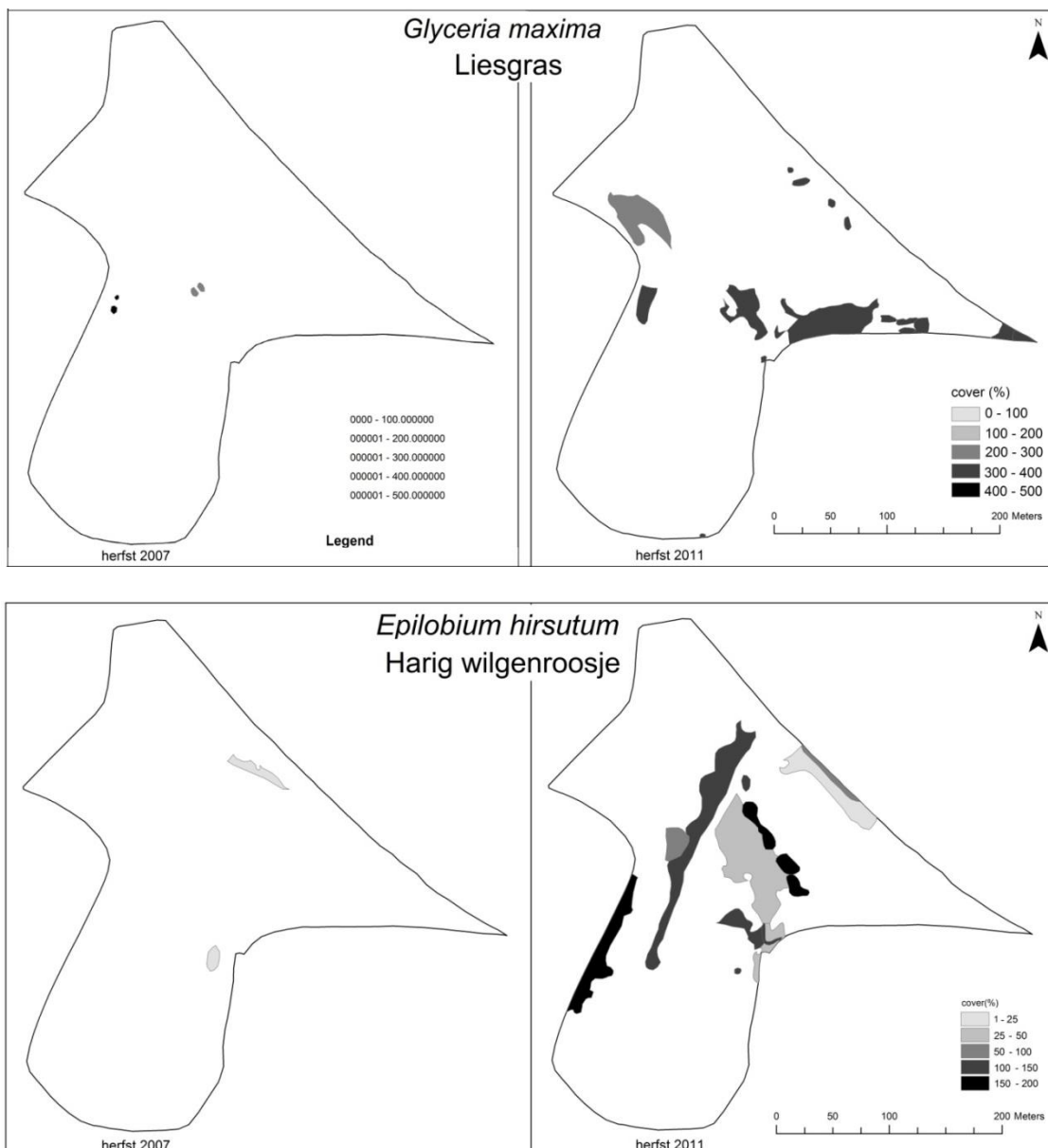
10.7.2. Resultaten

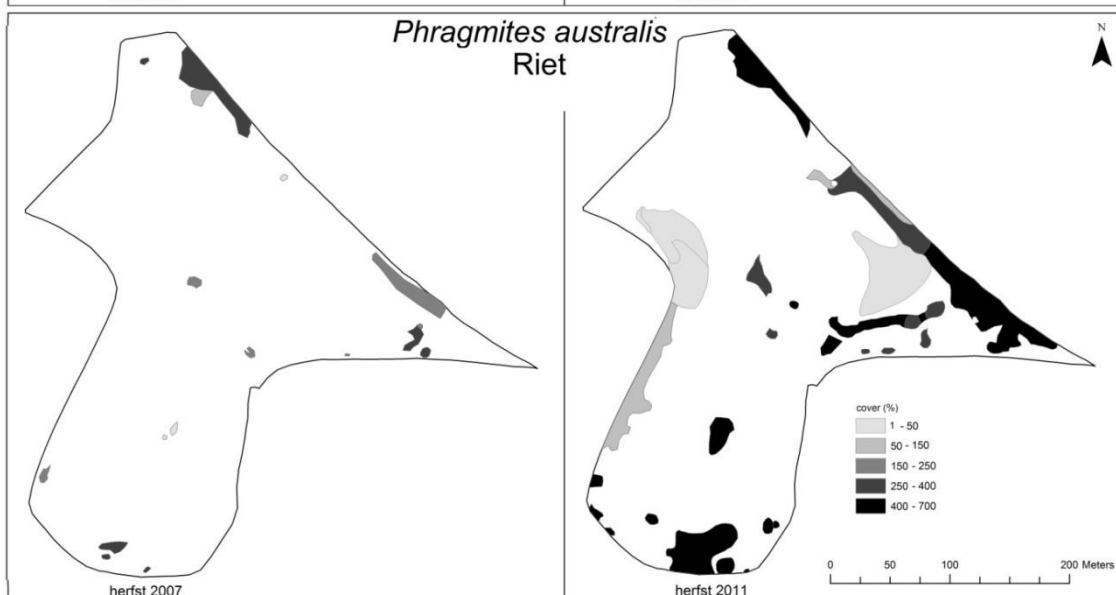
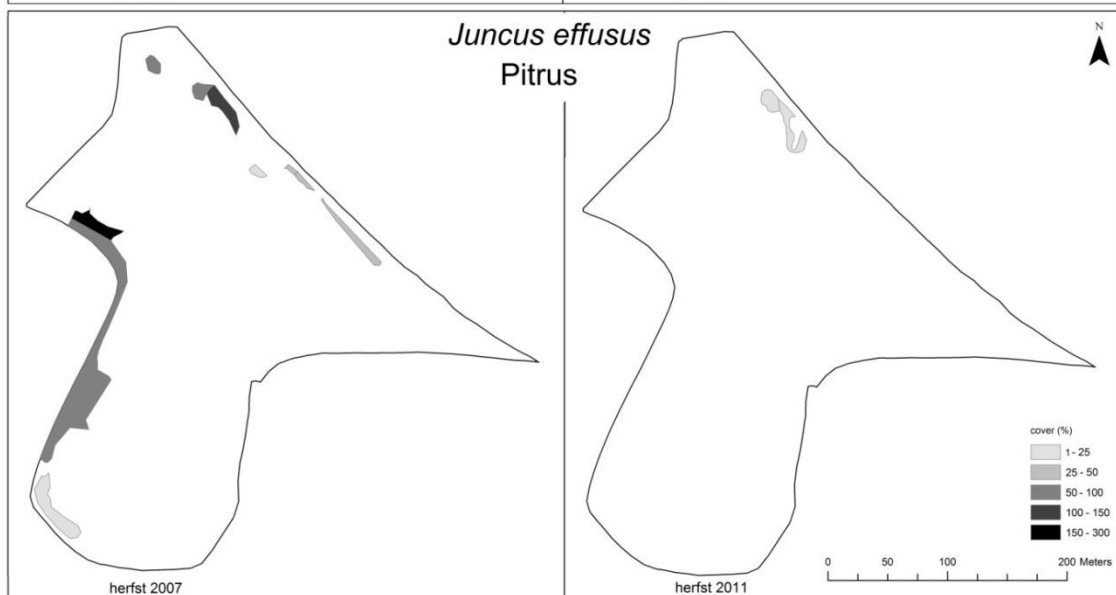
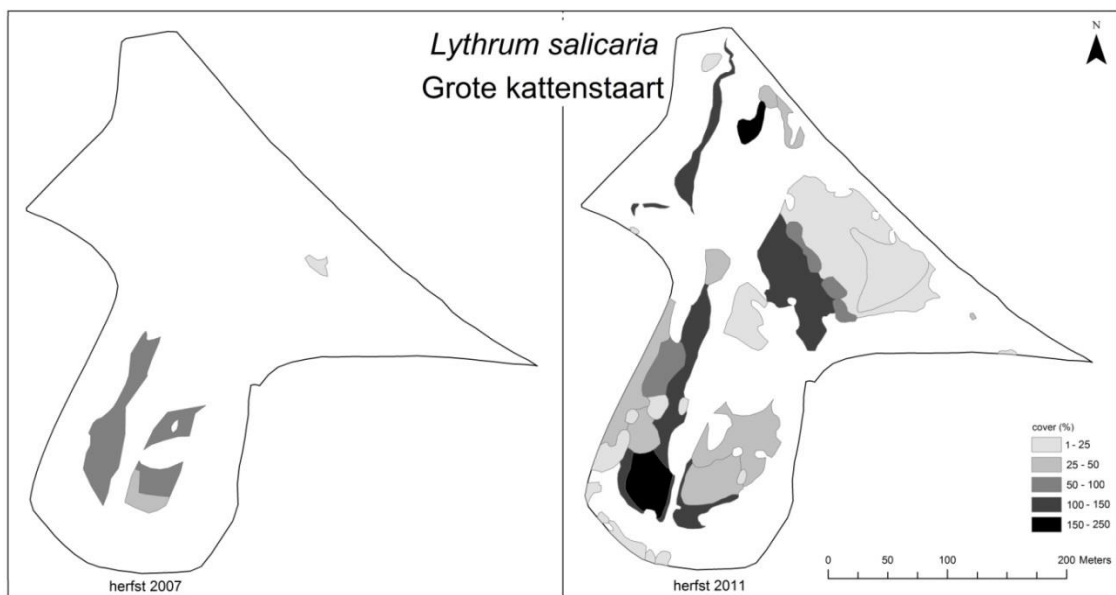
In de loop van de jaren heeft de vegetatie in het Lippenbroek zich ontwikkeld in de richting van typisch estuariene soorten. Figuur 10.22 bestaat uit een tiental kaartjes waarop een duidelijke toename of afname van de soort is waar te nemen. Een uitgebreide beschrijving van florale veranderingen in het Lippenbroek is na te lezen in de publicatie Jacobs et al., in review. In deze publicatie zijn ook de data gebruikt van de oogsten van dominante soorten en de nutriëntenbepalingen op die planten.

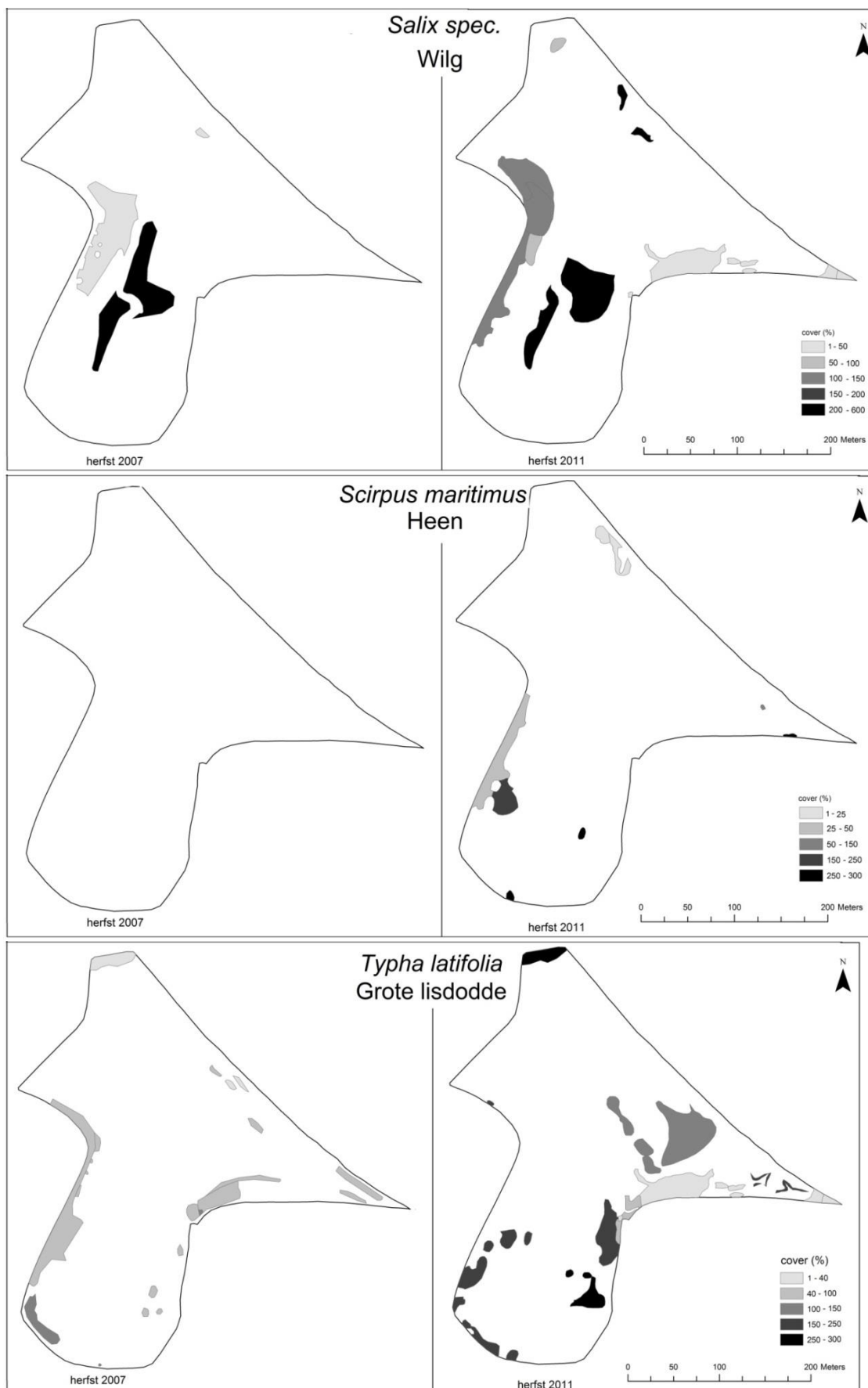
10.7.3. Nederlandstalige samenvatting “The silica pool in freshwater tidal marsh vegetation”.

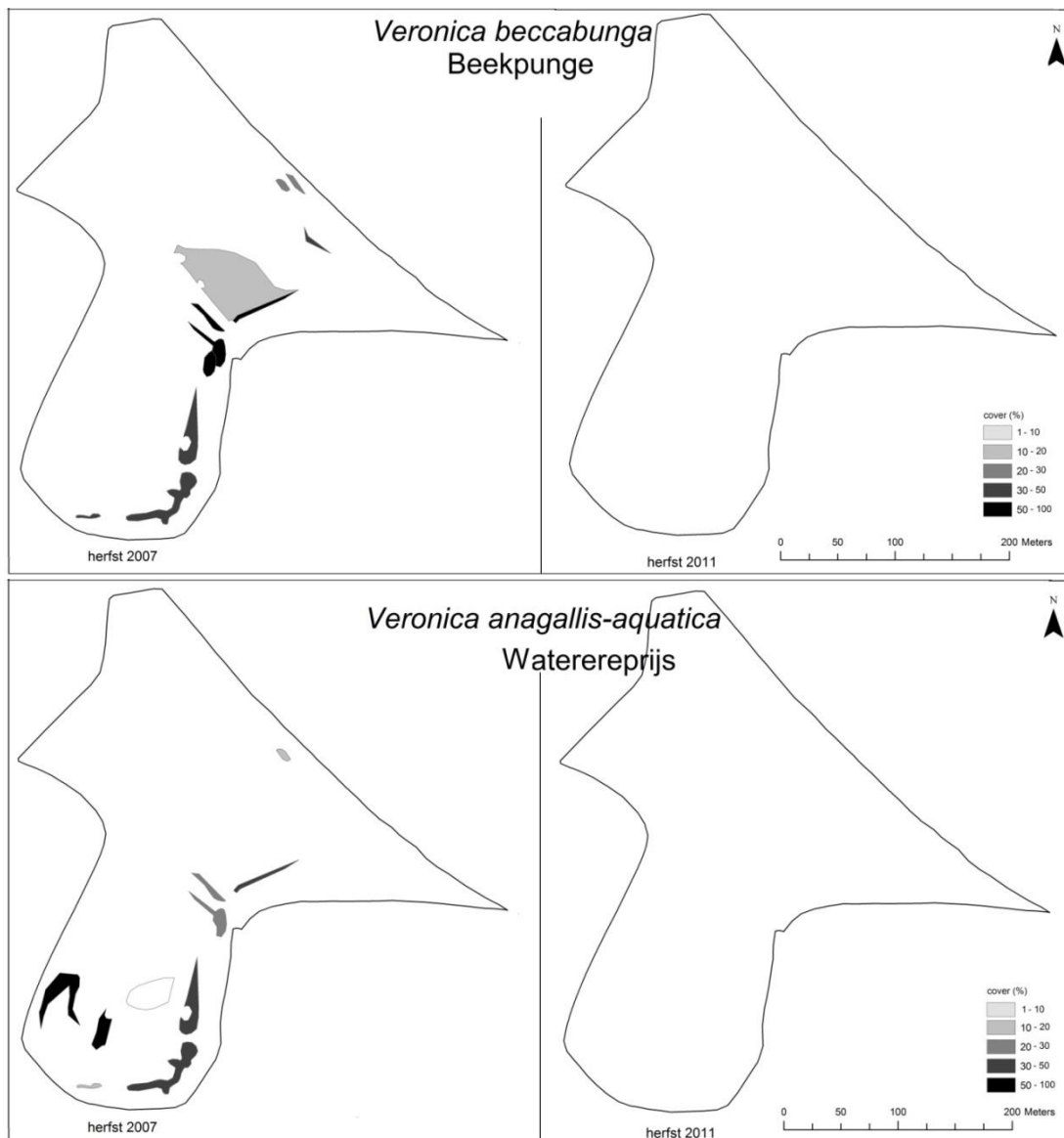
Estuaria spelen een belangrijke rol in het transport van nutriënten van lang naar zee. Opgeloste silicium (DSi) wordt seizoenaal opgenomen door diatomeeëngemeenschappen en door schorrenvegetatie. Levering van DSi terug naar het estuarium kan mogelijk de veerkracht van het estuarium verbeteren wanneer siliciumtekorten plaatsvinden en daardoor schadelijk effecten waarneembaar zijn. Echter, Er is nog weinig geweten van de grootte van siliciumfluxen in

schorrensystemen, doordat studies over biomassa met silicium data schaars zijn. Zoetwater getijdenvegetatie, vaak gedomineerd door riet (*Phragmites australis*) werd eerder verondersteld bij te dragen aan de siliciumbufferende functie van schorren door DSi-export, door het omzetten van plantgebonden BSi naar DSi in poriewater eb vervolgens insijpeling in het estuarium. In deze studie werd de siliciumpool-kwantificering gerealiseerd voor de vegetatie van een geheel herstelgebied, Lippenbroek, gebruikmakende van op soortengebaseerde ‘bedekking-biomassa’-verbanden en siliciumanalyses. Onze schatting (7 tot 45 kg BSi/ha) bevestigt dat de siliciumpool in de levende biomassa van bestudeerde schorrenvegetatie groeit met de kolonisatie van riet. Onze resultaten duiden erop dat jonge getijdenvegetatie een hoog potentieel hebben om snel een grote BSi-pool in de vegetatie op te bouwen, doordat vooral een paar soorten hoge Si-concentraties en hoge biomassaproductie vertonen. Deze BSi in de vegetatie kan werken als een permanente ‘sink’ voor DSi langs estuaria (wanneer BSi begraven blijft in de sedimenten) of als tijdelijke ‘sink’, wanneer BSi wordt gerecycled. Echter, het kan alleen een effectieve bufferende functie tijdens tekorten leveren, wanneer DSi vrijkomt tegelijk met deze tekorten in lente en zomer. Deze studie noemt dat het vrijkomen van silicium en de snelheid waarmee het begraven wordt bestudeerd moet worden om het veronderstelde verband tussen het bufferen van silicium tijdens tekorten te verifiëren.









Figuur 10.22 Ruimtelijke weergave van vegetatiepatronen en veranderingen in het Lippenbroek voor de soorten a) *Epilobium hirsutum*, b) *Glyceriamaxima*, c) *Lythrum salicaria*, d) *Juncus effusus*, e) *Phragmites australis*, f) *Salix spec.*, g) *scirpus maritimus*, h) *Typha latifolia*, i) *Veronica anagallis-aquatica* en j) *Veronica beccabunga* ten tijde van de vegetatiekarteringen herfst 2007 en herfst 2009.

10.7.4. “The silica pool in freshwater tidal marsh vegetation”

Jacobs S^{*1}, Teuchies J¹, Oosterlee L¹, Müller F², Struyf E¹, and Meire P¹

*: corresponding author; sander.jacobs@ua.ac.be

¹: University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, Universiteitsplein 1C, 2610 Wilrijk, Belgium

²: University of Hamburg, Applied Plant Ecology, Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg, Germany

I. Introduction

As an essential nutrient for diatoms, silica (Si) supply to estuaries and oceans is highly important. Depletion events can cause shifts in algal communities towards non-diatom dominance [1,2] and can have harmful effects on estuarine and coastal food web structure and energy dissipation to higher trophic levels [3]. Such events are characterized by decreased silica concentrations in the river compared to the Redfield ratio (C:Si:N:P = 106:15:16:1) [4]. Terrestrial weathering of rocks is the ultimate source of all

continental Si export to estuaries. Still, this silica is transferred between various pools (mineral, organo-mineral, biogenic) both on-land and in the estuary before finally reaching the ocean [5]. In estuaries, silica cycling in tidal marshes has been shown to be an important factor in increasing the resilience of estuaries and coastal zones to silica depletion [6], as marshes release most DSi during times of depletion.

Deposition of silica containing diatoms and plant debris results in a net import of amorphous silica of biogenic origin (BSi) in intertidal marshes [7]. BSi is a biologically precipitated, amorphous Si matrix, which is several orders more soluble than mineral silicates [8]. Especially young tidal marshes that frequently inundate and still increase in elevation, act as such a BSi sink [9]. Part of this BSi is dissolved again to dissolved Si (DSi, Si(OH)_4^-) and becomes available for plants and diatoms via the soil pore water [10,6,11]. This DSi can then be taken up by marsh plants, becoming stored as plant-bound BSi. It precipitates in cell walls and intracellular spaces, accumulating over the plant's life time, and gets released as DSi when the plant decomposes [12,13]. If it is not taken up by the vegetation, DSi can percolate through the soil and either re-precipitate or seep out of the marsh during ebb tides [11]. In this way, tidal marshes potentially buffer estuarine silica depletion events which often occur in spring and summer, when diatom communities have taken up all DSi available in the water column. To verify this silica buffering hypothesis, knowledge about the size and mobility of silica pools in tidal marshes is essential.

The size of BSi pools in ecosystems is receiving increasing attention. An overview has been given in Conley et al. [14] and Struyf & Conley [15]. Large stocks are often found in ecosystems with high productivity, and highest pools are observed in vegetation consisting of silica-accumulators like rice [16], sugar cane [17], bamboo [18] or reed [6]. In general, grasses contain higher concentrations of Si compared to most other plants [18]; [19]. Grassland soils are therefore often enriched with BSi, while soil pore water as well as surface water from streams in grass dominated catchments show high DSi concentrations [20-23]. Since freshwater tidal marsh vegetation is often dominated by *Phragmites australis* or other grasses with a high productivity a large Si pool can be expected. Indeed, large stocks were found in reed dominated [6] and *Spartina* dominated systems [24,25]. The consequent large dissolution of BSi into the pore water with DSi seepage to the estuary could contribute significantly to the silica export from tidal marshes, which has now been observed in both European and North-American marshes [26,27]. No study before has evaluated the evolution of Si pools through marsh development, and it is currently unknown whether the build-up of vegetation BSi pools requires years, decades or centuries of external BSi input to enrich marsh soil water with DSi.

We evaluated the build-up of the BSi vegetation pool in a restored tidal freshwater marsh during the first 4 years of development. A whole-vegetation silica pool estimation was realized with species-specific biomass estimates and silica content analyses performed over four years. Our data show that restored tidal marshes can quickly build-up a large vegetation BSi-pool. The role of this pool in estuarine Si buffering in estuaries requires thorough measurements of when this BSi is dissolving, and whether certain species' BSi is preferably recycled or buried.

II. Methods

IIa. Vegetation mapping

Vegetation mapping was performed at the beginning of the growing season (April) and at the end (October) in 2007 and 2008, as well as in Autumn (September) 2009 and 2011. The Lippenbroek site was divided into polygons characterized by homogenous vegetation (fig. 2). In each polygon, dominant species' cover (dominant species defined as species with at least 20% cover) was estimated (C). In order to be able to link these estimates to biomass, total leaf area was estimated instead of projected leaf area. In this way cover estimates can exceed 100 %.

Aboveground biomass estimations were based on a concurrent sampling campaign during 2007 and 2008. For all dominant species (26) obtained from the vegetation mapping, cover was estimated in 0.25 m² plots after which the above ground biomass was harvested. For each dominant species, at least five

cover-biomass replicates were obtained with replicates located throughout the marsh. Biomass samples were weighed after drying for 48 hours at 70 °C. These data were then used to convert cover to dry biomass for the 26 dominant species.

The cover-biomass relationship for each species was determined by means of a linear model for cover and dry weight of the 0.25 m² plots. The model always included the origin (0,0) to avoid illogic intercepts. Data per species were pooled for all four sampling campaigns. 95% confidence intervals for the linear slopes were calculated. This model was used for biomass estimation throughout the study.

IIb. Silica pool estimation

Silica content (S) of the mapped plant species (and several additional species) was analysed. Above ground parts of individual plants were harvested, thoroughly rinsed with river water in the field as well as with demineralized water in the laboratory, dried for 48 h at 70 °C, weighed and ground. BSi content was determined using an inductively coupled plasma (ICP) spectrometer, type radial plasma iris/charge injection device (CID) after sequential alkaline extraction for 4 hours in 0.1M Na₂CO₃ at 80 °C [6,24]. Minimum five replicates for each of the 26 dominant species were analyzed for each of the first four campaigns. These BSi-concens were also used for the 2009 and 2011 data. Plants were harvested throughout the marsh and covered a wide range of plant sizes.

The collected data on cover, biomass and silica concentrations for the 26 dominant species allowed to estimate the silica pool per species E_{Sp} (1) and the total silica pool of the area E_{Total} (2):

$$E_{Sp} = \sum_{i=1}^n CA f_{Sp} S_{Sp} \quad (1)$$

$$E_{Total} = \sum_{i=1}^n E_{Sp} \quad (2)$$

Here C is the estimated cover of a species in a certain polygon, A the surface area of the polygon, f the conversion factor to estimate biomass per percent cover, n the number of polygons where the species was found, and S the silica content (mg/g_{dry weight}) of the species. The lower and upper range for E_{Sp} was calculated using the 95 % confidence intervals of the f -values multiplied by the standard deviations S -values (3):

$$\sum_{i=1}^n \left[(CA) f_{Sp(0.05)} (S_{Sp} - sd(S_{Sp})) \right] < E_{Sp} < \sum_{i=1}^n \left[(CA) f_{Sp(0.95)} (S_{Sp} + sd(S_{Sp})) \right] \quad (3)$$

III. Results

IIIa. Vegetation mapping

In total, 112 plant species or taxa were distinguished in the polygons, but only 26 species were dominant (cover at least 20%) in at least one of the polygons, in the following named as ‘dominant species’ (Fig 2). Dominance shifted from more ruderal species (e.g *Epilobium hirsutum*, *Urtica dioica*) to typical tidal marsh species (e.g *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*), although *Epilobium hirsutum* remained important up till 2009 (fig. 3).

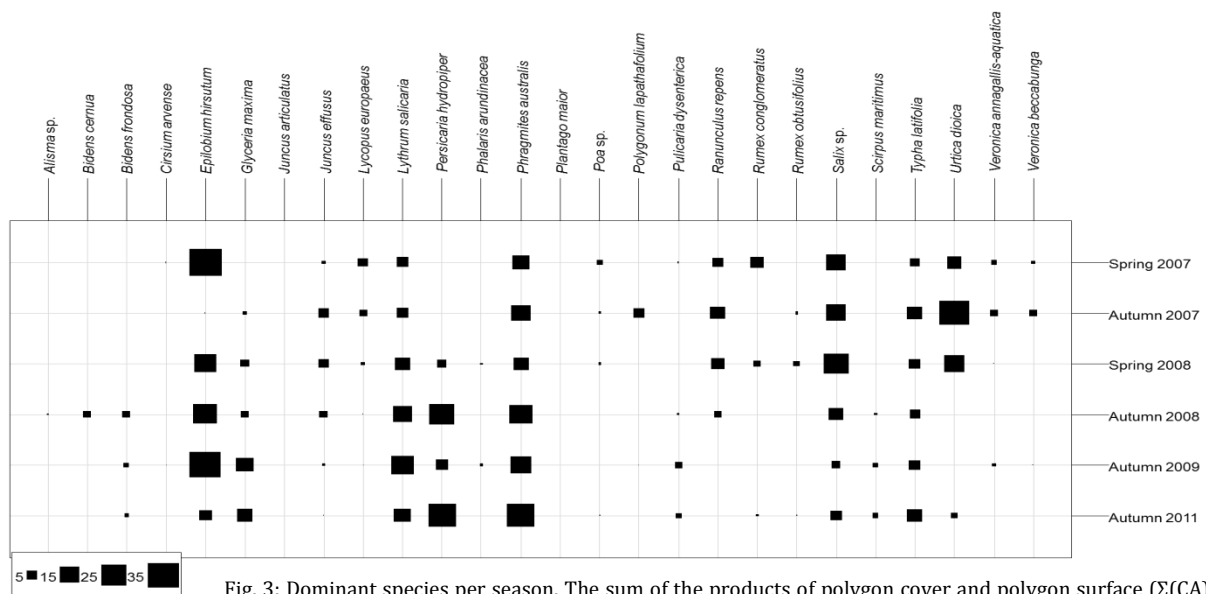


Fig. 3: Dominant species per season. The sum of the products of polygon cover and polygon surface ($\Sigma(CA)$) for each species was divided by the seasonal sum for all species and thus represents the relative contribution of the species to the vegetation cover of the season.

IIIb. Cover-biomass relationships

Linear cover-biomass models showed a strong relation between cover and dry weight of each dominant species per 0.25 m² plot. Mean R-squared value of the models was 0.813, ranging from 0.357 to 0.996 (fig. 3 and 4).

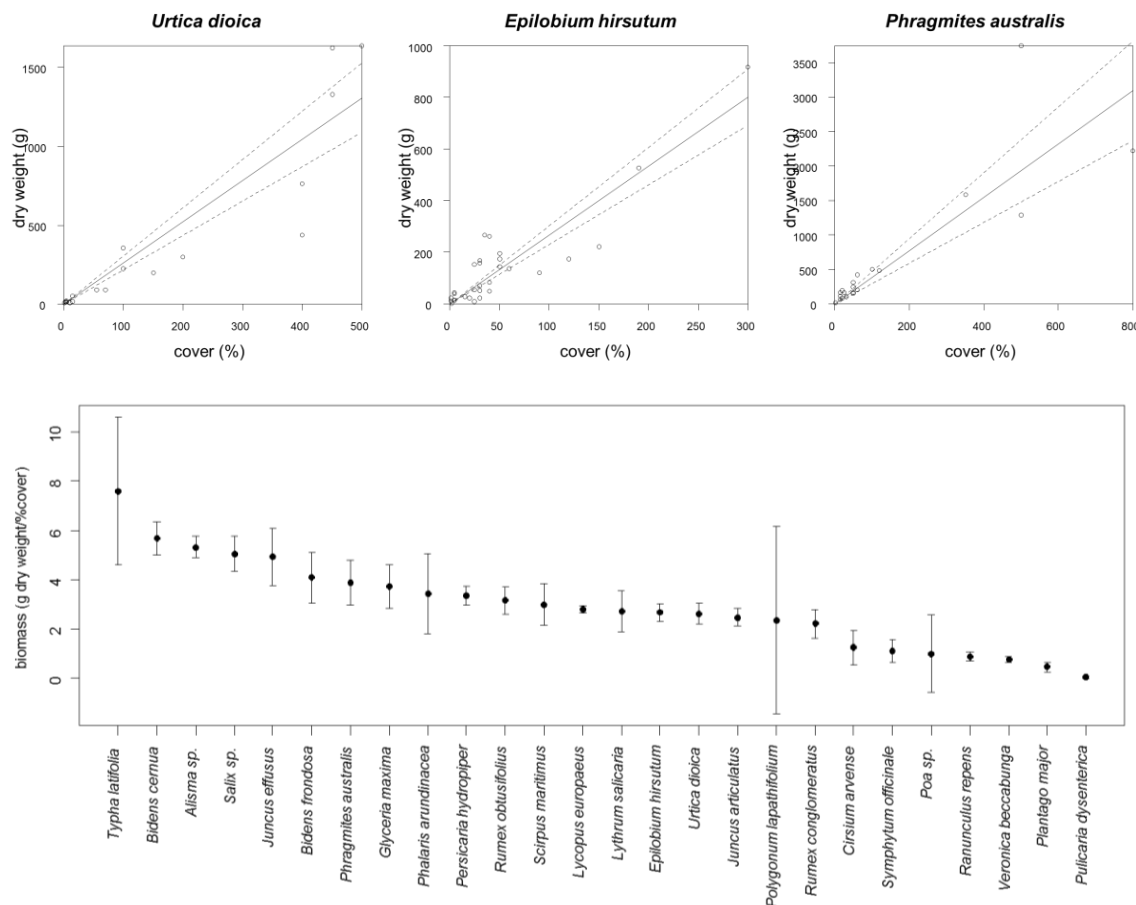


fig. 4: Upper panels: Linear cover-biomass model (forced to intercept 0) for three dominant species. R-squared values for *Urtica dioica*, *Epilobium hirsutum* and *Phragmites australis* were 0.891, 0.886 and 0.809, respectively. 95% confidence intervals for the model slopes are represented in dashed lines, the model itself in solid lines. Lower panel: model results for all species.

IIIc. Silica content per species

Some plant species hardly accumulate silica and variation in their BSi content was generally low (fig. 5). *Phragmites australis* had the highest BSi content, as well as the highest individual variation. Other accumulating species are mostly monocots, with some exceptional dicots like *Symphytum officinale* and *Urtica dioica* (fig. 5)

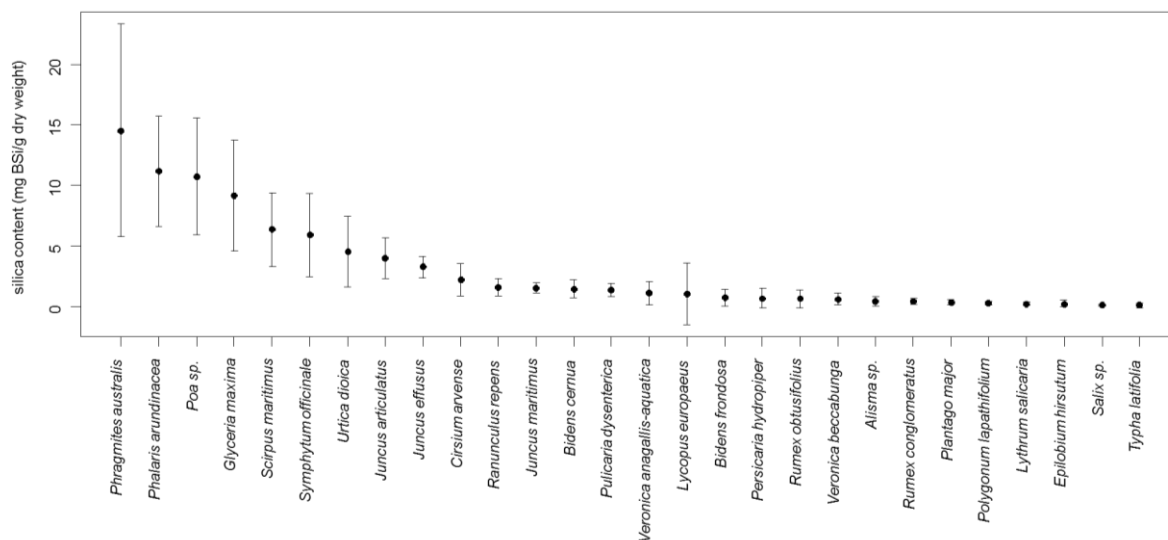


Fig. 5: BSi content (mg g⁻¹) of the sampled marsh species. Error bars represent standard deviation.

IIId. BSi pool in the entire marsh vegetation

Estimated total silica pool E_{Total} amounted to 52 (range 16-103) kg/ha in 2011 and depicts a clear increase over the four campaigns (fig. 6). *Phragmites australis* is clearly the biggest contributor to the total BSi pool (fig. 7). During the first growing season (spring 2007 - autumn 2007, fig. 6) the BSi pool increased, mainly due to a bigger contribution of *Urtica dioica* (fig. 7). Between autumn 2007 and spring 2008 the BSi pool showed no significant change (fig. 6). The loss in contribution of *Urtica dioica* and *Phragmites australis* was compensated by the increasing contribution of *Glyceria maxima* (fig. 7). During the subsequent growing seasons (from 2008 to 2011, fig. 6), the increase of the BSi pool can be mainly attributed to an increase in biomass of *Phragmites australis* and to a lesser extent to *Glyceria maxima* (fig. 7).

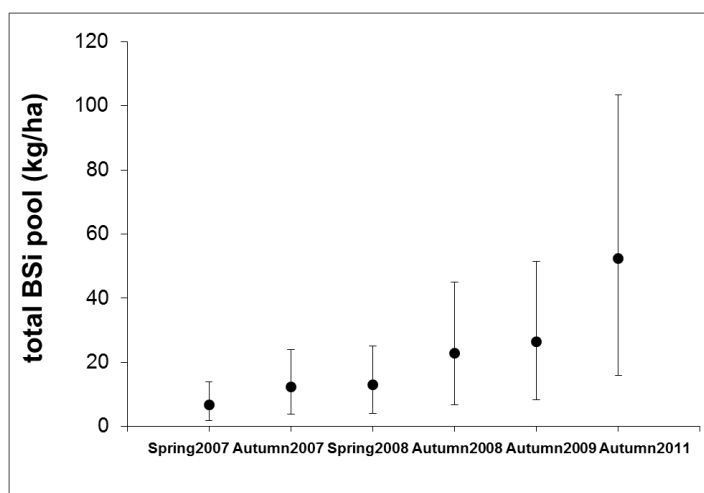


fig. 7: Contributions of sampled species to total biogenic silica pool in the marsh vegetation for the six sampling campaigns. Species with contributions from 10% on are indicated.

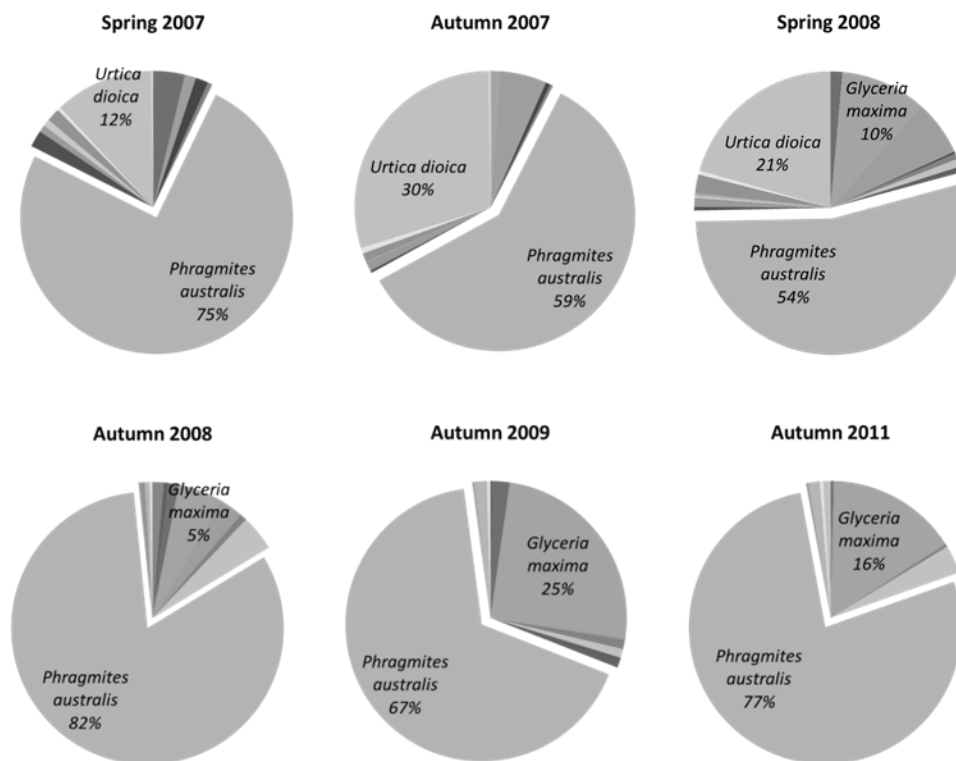


fig. 6: Total biogenic silica pool in the marsh vegetation (kg/ha). Error bars represent the minimal and maximal estimates, as the product of 95% confidence interval of cover-biomass estimates and the standard deviation of species' silica content.

IV. Discussion

Although an ever-increasing BSi pool builds up during the growing seasons of consequent years of this study, we argue its relevance for the buffering of estuarine silica depletion events.

General floristic evolution showed a shift from ruderal to typical freshwater tidal marsh species, which is consistent with earlier findings [34]. The first four campaigns showed some expeditions from this pattern, mainly due to seasonal variations in cover (e.g. *Epilobium hirsutum* died off earlier in autumn 2007 compared to 2008, while the opposite was true for *Urtica dioica*). A seasonal proxy could be used to avoid these effects (e.g. the start of seed dispersion of *Lythrum salicaria*). Therefore, one yearly campaign at peak biomass suffices to estimate the yearly produced BSi pool in the vegetation, available for burial or dissolution.

The silica content of the marsh species was consistent with earlier findings [35,6,36]: besides *Phragmites australis*, monocots like *Phalaris arundinacea* and *Glyceria maxima* were found to be silica accumulators. Only the monocot *Typha latifolia* seemed to exclude silica from its tissues. This species showed low concentrations in other studies as well [37]. Furthermore, dicots with a relatively high silica content have in common that they possess hairs (*Urtica dioica*, *Symphytum officinale*) or thorns (*Cirsium arvense*) on their leaves and stems. Such hardened structures are known to often consist of silica [38]. Since very few species contain the major part of the total silica found in the vegetation (fig. 7), monitoring of only these silica accumulating species would suffice for characterization of the total vegetation silica pool.

An earlier study of a comparable marsh showed that the vegetation of a semi-natural freshwater tidal marsh contained about 227 ± 61 kg BSi/ha⁻¹ at peak biomass, of which 96 % was found in reed (*Phragmites australis*) patches [6]. Our estimate (16 - 103 kg BSi/ha) thus shows that the silica pool in the vegetation is still below its potential maximum. This can have several reasons: Reeds are still colonizing the site (fig. 2), and reed stands do not have the density and cover of their estuarine counterparts. Also, reed BSi-content observed in this restored marsh are lower than in older estuarine reed stands. This could be due to lower DSi availability to *Phragmites*-rhizomes in the soil, which is yet only partly consisting of (silica-rich) estuarine sediments.

Struyf et al. [26] showed that over 98 % of the silica in *Phragmites australis* litter dissolved within one year. Dissolution potential from the reed was similar throughout the year and showed no seasonal differences. The contribution of vegetation-BSi on DSi-export from marshes is thus potentially important: Struyf et al. (2007a) estimated an evenly spread DSi export over the seasons, totalling 213 ± 57 kg ha⁻¹y⁻¹ for freshwater tidal marshes, which exceeds values found in many other ecosystems (e.g. [39]: 58 ± 6 to 76 ± 7 kg ha⁻¹y⁻¹ for rain forest on ferrasol in Congo; [40]: 37 kg ha⁻¹y⁻¹ for a temperate forest on till in Canada). They hypothesized that the BSi in the reed was becoming gradually available during the year, as *Phragmites australis* was observed to become part of the litter layer both during winter and summer storms.

A marsh with a silica pool of 250 kg ha⁻¹ BSi in its annual vegetation potentially releases 0.34 kg Si ha⁻¹ per tidal cycle into the estuary [7]. Applying this to our study site 2.72 kg Si tide⁻¹ would be released; This amount lies within the order of magnitude measured during tidal exchange campaigns [33]. Further establishment of silica accumulating vegetation will potentially increase DSi delivery from the study site.

It must be noted that the current development towards a more diverse helophyte community, as observed in the CRT [34] could have an impact on the total silica pool of the system. The competitive outcome of *Phragmites australis* versus *Typha latifolia* colonization in particular will impact the amounts of silica pooled in freshwater tidal marsh vegetation. In North-American freshwater tidal marshes, *Phragmites* is considered a harmful invasive alien [41], while *Typha latifolia* is the dominant climax species. Management often targets a removal of the reed vegetation and can therefore directly affect BSi pools. Management practices such as mowing and willow-cutting to promote reed growth will increase the amount of silica pooled in the marsh, while on the contrary succession to *Salix* softwoods will cause a decrease of the BSi pool. Moreover, recolonization of lower marshes by silica accumulators like *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* and *Scirpus maritimus* – whose populations along the Schelde declined during the last century – could have a positive impact on the total amount of BSi pooled in estuarine vegetation.

A high BSi pool is present in our study site, but the moment of delivery to the estuary is crucial for the buffering capacity of tidal marshes for estuarine silica depletion events, which often occur in spring and summer. Most vegetation biomass decays during autumn and early winter (Jacobs et al., 2009) and the dissolution process of plant litter BSi to DSi occurs fast, continuously and in temperate zones almost independently of the season [7,26]. This implies that the release of DSi from the vegetation to the flood water is highest in early winter (die-off of annual herbaceous vegetation). This potential DSi release peak in early winter does not coincide at all with estuarine silica depletion events and related coastal algal blooms, which occur mostly in summer. To determine the importance of vegetation silica flux from marshes to the estuary and the coastal zone a detailed study of litter dynamics, continuous measurements of Si release from marsh litter, and knowledge of the size and changes of the total Si pool in marsh litter are required, concurrent with detailed marsh-estuary exchange experiments.

V. Conclusion:

In this study, the size of the reactive silica pool in the vegetation of a developing freshwater tidal marsh was determined using a cover estimate-to-biomass conversion method. The vegetation BSi pool increased from 7 to 52 kg ha⁻¹ during the first 4 years of colonization by freshwater tidal marsh species. This confirms the rapid buildup of a substantial silica pool in the tidal marsh vegetation within the first years after restoration, although the values are still lower than observed in earlier studies. Changes in dominance of single Si-accumulating species, whether they are caused by succession or management practice, can severely influence the amount of silica stored in aboveground plant biomass. DSi flux from litter dissolution is suspected to be continuous, with a possible maximum at vegetation die-off in early winter. This does not coincide with summer silica-depletion events, and thus raises serious doubts about the actual contribution of vegetation BSi pool to the buffering of harmful Si-depletion events in the estuary and coastal zone.

Acknowledgements

The Authors wish to thank Julie Hoefnagels, Katrijn Van Renterghem and Tom Van Der Spiet for many hours of help with field, lab and GIS work. Johnny and Sander wish to thank 'De Groenen Boomgaard' and Jimmy Frey for heart-warming noon breaks. Johnny Teuchies was granted a PhD fellowship of the Research Foundation - Flanders (FWO). Frauke Müller would like to thank the Bauer-Hollman-Foundation and the DAAD (Deutscher Akademischer Auslandsdienst) for personal PhD funding. Lotte Oosterlee thanks Waterways and Sea Canal NV (W&Z) for financing the monitoring projects along the Schelde.

References

1. Kilham P (1971) Hypothesis concerning silica and freshwater planktonic diatoms. *Limnology and Oceanography* 16 (1):10-18
2. Conley D, Schelske C, Stoermer E (1993) Modification of silica biogeochemistry with eutrophication in aquatic systems. *Marine Ecology Progress Series* 101:179-192
3. Ragueneau O, Conley D, Leynaert A, Longphurts SN, Slomp C (2006) Role of diatoms in silicon cycling and coastal marine foodwebs. In: Ittekkot V, Unger D, Humborg C, Ann NT (eds) the silicon cycle. *Scope series* 66. Islandpress Washington,
4. Redfield AC (1934) On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Johnstone Memorial Volume*. University Press of Liverpool,
5. Conley DJ (2002) Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Global Biogeochemical Cycles* 16 (4). doi:10.1029/2002gb001894
6. Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Middelburg JJ, Meire P (2005) Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). *Marine Ecology-Progress Series* 303:51-60. doi:10.3354/meps303051
7. Struyf E, Temmerman S, Meire P (2007) Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry* 82 (1):41-53. doi:10.1007/s10533-006-9051-5
8. Struyf E, Smis A, Van Damme S, Meire P, Conley DJ (2009) The Global Biogeochemical Silicon Cycle. *Silicon* 1 (4). doi:10.1007/s12633-010-9035-x
9. Dame RF, Allen DM (1996) Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 200 (1-2):169-185. doi:10.1016/s0022-0981(96)02642-1
10. Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Meire P (2005) Freshwater marshes as dissolved silica recyclers in an estuarine environment (Schelde estuary, Belgium). *Hydrobiologia* 540:69-77. doi:10.1007/s10750-004-7104-0

11. Struyf E, Dausse A, Van Damme S, Bal K, Gribsholt B, Boschker HTS, Middelburg JJ, Meire P (2006) Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography* 51 (2):838-846
12. Jones L, Handreck K (1967) Silica in soils, plants, and animals. *Advances in Agronomy* 19:107-149
13. Raven JA (1983) The transport and function of silicon in plants. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 58 (2):179-207. doi:10.1111/j.1469-185X.1983.tb00385.x
14. Conley D, Sommer M, Meunier J, Kaczorek D, Saccone L (2006) Silicon in the terrestrial biogeosphere In: Ittekkot V, Unger D, Humborg C, An NT (eds) *The Silicon Cycle*. Scope series 66. Islandpress, Washington, pp 13-28
15. E. S, D.J. C (2012) Emerging understanding of the ecosystem silica buffer. *Biogeochemistry* 107:9-18
16. Lucas Y, Luizao FJ, Chauvel A, Rouiller J, Nahon D (1993) The relation between biological-activity of the rain-forest and mineral-composition of soils. *Science* 260 (5107):521-523. doi:10.1126/science.260.5107.521
17. Berthelsen S, Noble A, Garside A (2001) Silicon research down under: Past, present and future. In: Datnoff L, Snyder G, Korndörfer G (eds) *Silicon in agriculture*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, pp 241-265
18. Lanning FC, Eleuterius LN (1983) Silica and ash in tissue of some coastal plants. *Annals of Botany* 51 (6):835-850
19. Epstein E (1994) The anomaly of silicon in plant biology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91 (1):11-17. doi:10.1073/pnas.91.1.11
20. Blecker SW, McCulley RL, Chadwick OA, Kelly EF (2006) Biologic cycling of silica across a grassland bioclimosequence. *Global Biogeochemical Cycles* 20 (3). doi:10.1029/2006gb002690
21. Borrelli N, Fernanda Alvarez M, Osterrieth ML, Marcovecchio JE (2010) Silica content in soil solution and its relation with phytolith weathering and silica biogeochemical cycle in Typical Argiudolls of the Pampean Plain, Argentina-a preliminary study. *Journal of Soils and Sediments* 10 (6):983-994. doi:10.1007/s11368-010-0205-7
22. Borrelli N, Osterrieth M, Romanelli A, Alvarez M, Cionchi J, Massone H (2011) Biogenic silica in wetlands and their relationship with soil and groundwater biogeochemistry in the Southeastern of Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Earth Sciences*:1-12
23. Melzer S, Chadwick O, Hartshorn A, Khomo L, Knapp A, Kelly E (2011) Lithologic controls on biogenic silica cycling in South African savanna ecosystems. *Biogeochemistry*:1-18
24. Norris AR, Hackney CT (1999) Silica content of a mesohaline tidal marsh in North Carolina. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49 (4):597-605. doi:10.1006/ecss.1999.0506
25. Querné J, Ragueneau O, Poupart N (in press) In situ biogenic silica variations in the invasive salt marsh plant, *Spartina alterniflora*: A possible link with environmental stress. . *Plant and Soil*
26. Struyf E, Van Damme S, Gribsholt B, Bal K, Beauchard O, Middelburg JJ, Meire P (2007) *Phragmites australis* and silica cycling in tidal wetlands. *Aquatic Botany* 87 (2):134-140. doi:10.1016/j.aquabot.2007.05.002
27. Vieillard AM, Fulweiler RW, Hughes ZJ, Carey JC (in press) The Ebb and Flood of Silica: Quantifying Dissolved and Biogenic Silica Fluxes from a Temperate Salt Marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*
28. Wollast R (1988) The Scheldt estuary. In: Salomon W, Bayne W, Duursma E, Forstner U (eds) *Pollution of the North-Sea: an assessment*. Springer Verlag, Berlin, pp 183-193
29. Meire P, Ysebaert T, Van Damme S, Van den Bergh E, Maris T, Struyf E (2005) The Scheldt estuary: A description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540:1-11. doi:10.1007/s10750-005-0896-8
30. Soetaert K, Middelburg JJ, Heip C, Meire P, Van Damme S, Maris T (2006) Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnology and Oceanography* 51 (1):409-423
31. Maris T, Cox TJS, Temmerman S, De Vleeschauwer P, Van Damme S, De Mulder T, Van den Bergh E, Meire P (2007) Tuning the tide: creating ecological conditions for tidal marsh development in a flood control area. *Hydrobiologia* 588:31-43. doi:10.1007/s10750-007-0650-5

32. Beauchard O, Jacobs S, Cox TJS, Maris T, Vrebos D, Van Braeckel A, Meire P (2011) A new technique for tidal habitat restoration: Evaluation of its hydrological potentials. *Ecol Eng* 37 (11):1849-1858. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.06.010
33. Jacobs S, Struyf E, Maris T, Meire P (2008) Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 80 (1):42-52. doi:10.1016/j.ecss.2008.07.003
34. Jacobs S, Beauchard O, Struyf E, Cox TJS, Maris T, Meire P (2009) Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 85 (3):368-376. doi:10.1016/j.ecss.2009.09.004
35. Hodson MJ, White PJ, Mead A, Broadley MR (2005) Phylogenetic variation in the silicon composition of plants. *Annals of Botany* 96 (6):1027-1046. doi:10.1093/aob/mci255
36. Struyf E, Conley DJ (2009) Silica: an essential nutrient in wetland biogeochemistry. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (2):88-94. doi:10.1890/070126
37. Borrelli N, Fernandez Honaine M, Maris Altamirano S, Osterrieth M (2011) Calcium and silica biomineralizations in leaves of eleven aquatic species of the Pampean Plain, Argentina. *Aquatic Botany* 94 (1):29-36. doi:10.1016/j.aquabot.2010.10.003
38. Lucas PW, Turner IM, Dominy NJ, Yamashita N (2000) Mechanical defences to herbivory. *Annals of Botany* 86 (5):913-920. doi:10.1006/anbo.2000.1261
39. Alexandre A, Meunier JD, Colin F, Koud JM (1997) Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes. *Geochim Cosmochim Acta* 61 (3):677-682. doi:10.1016/s0016-7037(97)00001-x
40. Bouchard M, Jolicoeur S (2000) Chemical weathering studies in relation to geomorphological research in southeastern Canada. *Geomorphology* 32 (3-4):213-238. doi:10.1016/s0169-555x(99)00098-7
41. Meyerson L, Saltonstall K, Windham L, Kiviat E, Findlay S (2000) A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management* 8 (2):89-103

Hoofdstuk 11. Bijlagen

Bijlagen bij hoofdstuk 4

A. Beschrijving van de gebruikte meetapparatuur

A.1 GPSMAP 60C

Specifications

Navigation features

Waypoints/icons: 1000 with name and graphic symbol, 10 nearest (automatic), 10 proximity

Routes: 50 reversible routes with up to 250 points each, plus MOB and TracBack® modes

Tracks: 10,000-point automatic track log; 20 saved tracks, 500 points each, let you retrace your path in both directions

Trip computer: Current speed, average speed, resettable maximum speed, trip timer, and trip distance

Alarm clock: Anchor drag, approach and arrival, off-course, proximity waypoint, shallow water, and deep water

Tables: Built-in celestial tables for best times to fish and hunt; sun and moon rise, set, and location

Map datums: More than 100 plus user datums

Position format: Lat/Lon, UTM/UPS, Maidenhead, MGRS, Loran tds, and other grids, including user grid

GPS performance

Receiver: WAAS-enabled, 12-parallel-channel GPS receiver continuously tracks and uses up to 12 satellites to compute and update your position

Acquisition times:

Warm: Approximately 15 seconds

Cold: Approximately 45 seconds

AutoLocate™: Approximately 5 minutes

Update rate: 1/second, continuous

GPS accuracy:

Position: < 15 meters, 95% typical*

Velocity: 0.05 meter/sec steady state

WAAS accuracy:

Position: < 3 meters, 95% typical

Velocity: 0.05 meter/sec steady state

Dynamics: 6 g's

Interfaces: USB, RS232 with NMEA 0183, RTCM 104 DGPS data format and proprietary GARMIN

Antenna: Built-in quadrifilar, with external antenna connection (MCX)

Differential: DGPS, USCG and WAAS capable

Moving map features

Basemap: Built-in routable [Americas Recreational](#) or [Atlantic Recreational](#) or [Pacific Recreational](#) basemap with cities, highways, interstates, exit info, rivers, lakes; preloaded with worldwide cities

Uploadable maps: Accepts up to 56 megabytes of downloaded map detail from a variety of optional MapSource CDs**

Power

Source: Two "AA" batteries (not included)

Battery life: Up to 30 hours (typical use)

Physical

Size: 2.4" W x 6.1" H x 1.3" D (61mm x 155mm x 33mm)

Weight: Weighs 5.4 ounces (without batteries), 7.5 ounces (with batteries)

Display: 1.5 x 2.2 inches (38mm x 56mm); (256 transfective) color TFT (160 x 240 pixels)

Case: Waterproof to IPX-7 standards

Temp. range: 5°F to 158°F (-15°C to 70°C)

Specifications are preliminary and subject to change without notice.

* Subject to accuracy degradation to 100m 2DRMS under the U.S. Department of Defense imposed Selective Availability Program.

** These units are also able to transfer waypoints, routes, and tracks between the PC and GPS using MapSource™.

A.2 Vector GPS



VS111 GPS Compass - Hemisphere

Precise marine positioning system

Precise applications demand the heading and positioning performance of the VS111 GPS compass. Ideal for navigation applications, the Crescent Vector II technology measures position and heading, including heave, pitch and roll output.

The VS111 receiver can be conveniently installed near the operator. The two antennas are mounted separately and with a user-determined separation to meet the desired accuracy.

PRODUCT SHEET

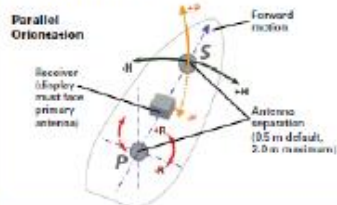
I/FI/000100/11.052/BQU

1



Installation

Mounting Orientation



Applications

Due to the compactness, this GPS is suitable to mount easily on any vessel. It gives an accurate differential position and a 2D GPS heading with an accuracy better than 0.1 degree rms. Two ports are available for fast heading and positioning output (rates up to 20 Hz and different output formats can be selected).

Expertise in water

Coveliersstraat 15 -
B-2600 Antwerp
Belgium

Phone: +32 3 270 92 95
Fax: +32 3 235 67 11

www.imdc.be
E-mail: info@imdc.be

Specifications

GPS Sensor Specifications		Environmental	
Receiver Type:	L1, C/A code, with carrier phase smoothing	Operating Temperature:	-30°C to +70°C (-22°F to +158°F)
Channels:	Two 12-channel, parallel tracking (Two 10 channel when tracking SBAS)	Storage Temperature:	-40°C to +85°C (-40°F to +185°F)
SBAS Tracking:	2-channel, parallel tracking	Humidity:	96% non-condensing
Update Rate:	Standard 10 Hz, optional 20 Hz (position and heading)	Shock and Vibration:	EP 455
Horizontal Accuracy:	< 0.02 m 95% confidence (RTK) ¹ < 0.6 m 95% confidence (DGPS) ² < 2.5 m 95% confidence (autonomous, no SA) ³ < 0.30° rms @ 0.5 m antenna separation < 0.15° rms @ 1.0 m antenna separation < 0.10° rms @ 2.0 m antenna separation	EMC:	FCC Part 15, Subpart B, CISPR22, CE
Heading Accuracy:	< 1° rms	Power	
Pitch / Roll Accuracy:	< 1° rms	Input Voltage:	9 to 36 VDC
Heave Accuracy:	30 cm	Power Consumption:	4.1 W nominal
Timing (1PPS) Accuracy:	50 ns	Current Consumption:	360 mA @ 12 VDC nominal
Rate of Turn:	90° maximum	Power Isolation:	Isolated power supply
Cold Start:	< 60 s typical (no almanac or RTC)	Antenna Voltage:	5 VDC nominal
Warm Start:	< 20 s typical (almanac or RTC)	Antenna Short Circuit Protection:	Yes
Hot Start:	< 1 s typical (almanac, RTC and position)	Antenna Gain Input Range:	10 to 40 dB
Heading Fix:	< 10 s typical (valid position)	Antenna Input Impedance:	50 Ω
Antenna Input Impedance:	50 Ω	Mechanical	
Maximum Speed:	1,850 kph (1000 kts)	Dimensions:	18.0 L x 11.4 W x 2.1 H (cm) 7.4 L x 4.5 W x 2.8 H (in)
Maximum Altitude:	18,288 m (60,000 ft)	Weight:	0.80 kg (1.9 lb)
Beacon Sensor Specifications (VS111 version)		Status Indication:	Power, primary GPS lock, secondary GPS lock, DGPS lock, and heading lock
Channels:	2-channel, parallel tracking	Power Switch:	Miniature push button
Frequency Range:	203.5 to 325 kHz	Power Connector:	2-pin, mini-Connell
Operating Modes:	Manual, automatic and database	Data Connector:	D90 female (x2)
Compliance:	IEC 61108-4 beacon standard	Antenna Connectors:	TNC-female (x2)
Communications		Aiding Devices	
Serial ports:	2 full-duplex RS-232	Gyro:	Provides smooth heading, fast heading acquisition and reliable < 1° heading for periods up to 3 minutes when loss of GPS has occurred
Baud Rates:	4800 - 115200	Tilt Sensors:	Assists in fast start-up of heading solution
Correction I/O Protocol:	RTCM SC-104, L-Dif ² , RTK ¹		
Data I/O Protocol:	NMEA 0183, Conradt binary ³ , L-Dif ² , RTK ¹		
Timing Output:	1PPS (HCMOS, active high, rising edge sync, 10 kΩ, 10 pF load)		
Event Marker Input:	HCMOS, active low, falling edge sync, 10 kΩ		

2

Reference Projects

A selection of projects executed by IMDC in which the VS111 Hemisphere was successfully put to use.

Project title	Project description
Measurement campaign La Lamberde, France (I) (2009-2010) and (II) (2011)	Measurement campaign at the mouth of the Loire with the intention to closely follow the behavior of the dredged material dumped at sea at the licensed location La Lamberde.
Eldepasco wind farm (Belgium, 2010)	Measurement campaign at the bank zonder naam to measure the hydrodynamic site conditions in the preconstruction phase of wind farm Eldepasco
Siltation monitoring Deurganckdok Antwerp (Belgium, 2006-2009) and (Belgium, 2009-2012)	Long term monitoring of the siltation rate in the new tidal Deurganckdok.
HCB5 Scheldt (Belgium, 2004-2006)	In situ measurements of High Concentrated Benthic Suspensions in the Scheldt estuary in the vicinity of the future Deurganckdock in view of the dredging works.
Siltation monitoring Botlekaven Rotterdam (The Netherlands, 4/2004 & 4/2005)	Execution of detailed suspended sediment profiles in the port of Rotterdam.
Siltation monitoring "Voorhaven Zeebrugge" (Belgium, 2006)	Measurements of silt profiles in the Outer port of Zeebrugge.
Density currents Panama locks (Panama, 2007)	Field investigations of density currents in the Pacific Ocean approaches to the locks (Panama).
Turbidity around water injection dredger AIRSET (Belgium, 2007)	Survey of suspended sediments in combination with the analysis of ADCP-backscatter intensities.
Turbidity around sweep beam dredger Alligator (Port of Antwerp, Belgium, 2008)	Monitoring and analysis of turbidity created by the dredging works in view of minimizing the environmental impact of the ploughing works.
Turbidity plume measurements during aggregate dredging (France, 2008)	Development and execution of a measuring protocol to monitor current velocities and turbidity caused by the overflow during the dredging process of aggregate extraction (in order to obtain an environmental license).
Monitoring the behaviour of sediments disposed by a TSHD. (France, 2009)	Development and execution of a measuring protocol to determine the fate of disposed sediments on short, medium and long term and to quantify as much as possible the physical parameters and phenomena involved. In particular, dredge plume behaviour and the existence of fluid mud at the disposal site were investigated.

A.3 Workhorse Rio Grande ADCP

TELEDYNE RD INSTRUMENTS WATER RESOURCES

Workhorse Rio Grande ADCP

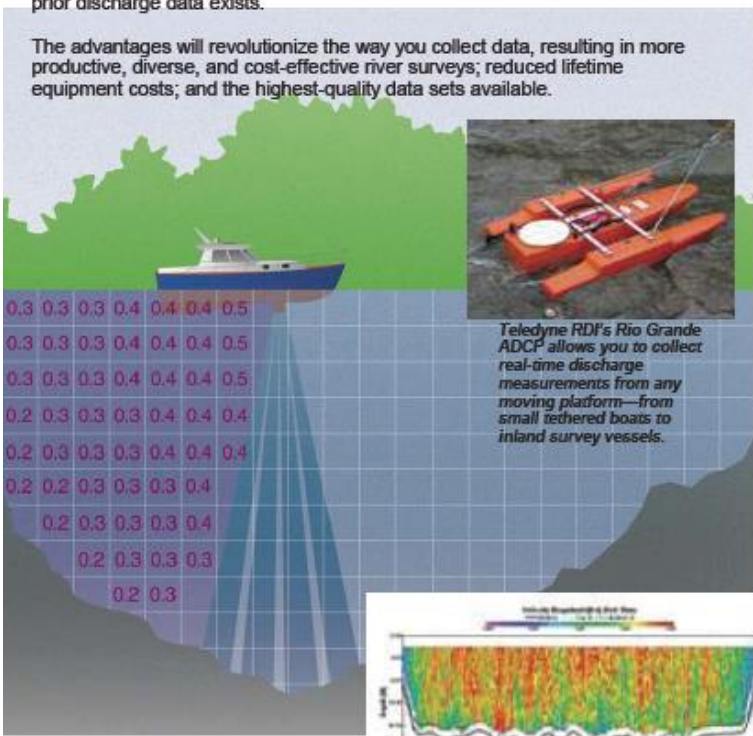

HIGHLY ACCURATE RIVER DISCHARGE MEASUREMENT TOOL

Versatile River Discharge Measurement System

The **Workhorse Rio Grande ADCP** (Acoustic Doppler Current Profiler) is an accurate, rapid-sampling current profiling system designed to operate from a moving boat. The result is the fastest, safest, and most flexible method for measuring discharge.

The Rio Grande can be used for a wide range of river conditions, from shallow 75cm deep streams to rushing rivers and tidal estuaries where no prior discharge data exists.

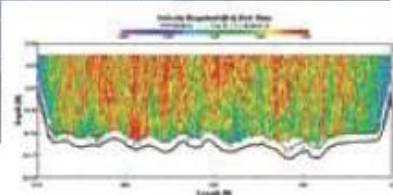
The advantages will revolutionize the way you collect data, resulting in more productive, diverse, and cost-effective river surveys; reduced lifetime equipment costs; and the highest-quality data sets available.

Rio Grande ADCP Highlights:

- Teledyne RDI patented BroadBand technology that allows small depth cells and fast transects for velocity and discharge measurements
- Fast, accurate, and repeatable discharge measurement
- Integration capability with external sensors: GPS, depth sounder, and external compass through Windows software (WinRiver)
- Low flow or weak current measurement capability with high-precision modes (equipped as standard)
- Large depth range profiling capability that allows one unit to be used in both dry season (shallow and low flow) and flood season (high stage and strong flow) for the same site
- Windows-based data acquisition and playback software with standard discharge summary table

Teledyne RDI's Rio Grande ADCP allows you to collect real-time discharge measurements from any moving platform—from small tethered boats to inland survey vessels.



Sample data using WinRiver software.

Workhorse Rio Grande ADCP

HIGHLY ACCURATE RIVER DISCHARGE MEASUREMENT TOOL

Technical Specifications

Standard Mode Water Profiling				
1200kHz ZedHed	Bin Size (m)	Std. Dev. (cm/s) ¹	Min. Range (m) ²	Typical Range (m) ²
	0.25	14.0	1.2	20
	0.5	7.0	1.7	22
	1.0	3.5	2.7	24
	2.0	1.8	4.8	26
600kHz	Bin Size (m)	Std. Dev. (cm/s) ¹	Min. Range (m) ²	Typical Range (m) ²
	0.5	14.0	1.8	70
	1.0	7.0	2.9	80
	2.0	3.4	5	90
	4.0	1.9	9.2	100
Special Features				
Rio Grande comes complete with high-resolution modes used in special river conditions				
1200kHz ZedHed: shallow water, slow flow mode (Mode 11)				
	Bin Size (m)	Std. Dev. (cm/s) ¹	Min. Range (m) ²	Max. Range (m) ²
	0.05	1.0	0.3	4
	0.1	0.7	0.5	4
	0.25	0.4	1	4
600kHz: shallow water, slow flow mode (Mode 11)				
	Bin Size (m)	Std. Dev. (cm/s) ¹	Min. Range (m) ²	Max. Range (m) ²
	0.1	0.8	0.7	8
	0.25	0.5	1	8
	0.5	0.4	1.6	8
Bottom tracking (included)				
	Max. altitude (m)	Min. altitude (m)		
1200kHz	30	0.75		
600kHz	100	0.75		

¹Standard deviation for default setup, 15°C, typical sediment load.

²Ranges are for fresh water, 15°C, typical sediment load.

Standard Software

RDI's Windows™-based WinRiver

Power

DC input: 10.5–18V DC

Upgrades Available

• Memory: 2 PCMCIA slots, total 2GB

New Options Available

• Shallow water bottom tracking from 30cm depth – Bottom Mode 7
• Fast sampling mode: selectable 10Hz, 20Hz, 40Hz – Water Mode 12



Standard Sensors

Temperature (mounted on transducer):

Range: -5° to 45°C Precision: ±0.4°C
Resolution: 0.01°

Tilt:

Range: ±15°
Accuracy: ±0.5°
Precision: ±0.5°
Resolution: 0.01°

Compass (fluxgate type, includes built-in field calibration feature):

Accuracy: ±2° 3
Precision: ±0.5° 3 Resolution: 0.01°
Maximum tilt: ±15°

@ 80° magnetic dip angle, 0.6G total field

Transducer and Hardware

Beam angle: 20°

Configuration: 4-beam, transducer

Communications: Serial port selectable by switch for RS-232 or RS-422, ASCII or binary output at 1,200–115,400 baud

Internal memory: Optional flash PC Card

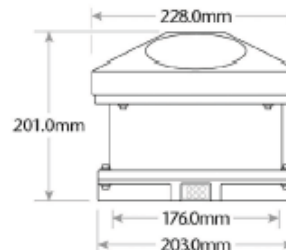
Velocity accuracy: ±0.25% of the (water + boat) velocity ±0.2.5cm/s
Velocity resolution: 0.1cm/s

Velocity range: ±5m/s default;
±20m/s maximum

Number of depth cells: 1–128

Ping rate: 2Hz (typical)

Dimensions



The Rio Grande is exclusive in the UK from Hydro-Logic Limited:

Old Grammar School, Bromyard, Herefordshire, HR7 4DP
Tel: 01885 483789 F: 01885 483792 E: enquiries@hydro-logic.co.uk

HydroLogic www.hydro-logic.co.uk

Specifications subject to change without notice

© 2008 Teledyne RD Instruments, Inc. All rights reserved. WR-1002, Rev. 07/08

A.4 Workhorse Sentinel ADCP



1

ADCP Workhorse Sentinel

Self contained 1200 or 600 kHz

The Workhorse Sentinel is an acoustic Doppler current profiler measuring velocity, direction and backscatter throughout whole the watercolumn. At the same time, this package is a directional wave gauge and a water level device.

It is light and easy to deploy on buoys, boats or on bottom frames. The software is user friendly and allows different sampling strategies

PRODUCT SHEET

I/FI/00100/11.04g/BQU



Specifications

- Frequency: both 600 kHz or 1200 kHz available
- Self-contained or direct reading
- Memory of 2 GB
- Mounted with:
 - 1 Pressure sensor
 - 2 Bottom-tracking
 - 3 Directional wave gauge
- Extra battery pack available

Expertise in water

Coveliersstraat 15 -
B-2600 Antwerp
Belgium

Phone: +32 3 270 92 95
Fax: +32 3 235 67 11

www.imdc.be
E-mail: info@imdc.be

Reference Projects

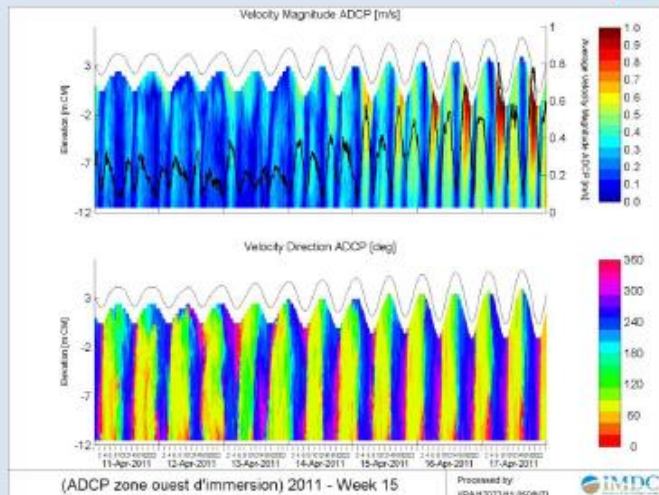
A selection of projects executed by IMDC in which the ADCP sentinel was successfully put to use.

Project title	Project description
Measurement campaign La Lamberde, France (I) (2009-2010) and (II) (2011)	Measurement campaign at the mouth of the Loire with the intention to closely follow the behavior of the dredged material dumped at sea at the licensed location La Lamberde.
Measurement campaign Ada (Ghana 2010-2011)	Measurement campaign at Ada (Ghana) to measure the hydrodynamic site conditions in the preconstruction phase of a breakwater.
Eldepasco wind farm (Belgium, 2010)	Measurement campaign at the bank zonder naam to measure the hydrodynamic site conditions in the preconstruction phase of wind farm Eldepasco
Siltation monitoring Deurganckdok Antwerp (Belgium, 2006-2009) and (Belgium, 2009-2011)	Long term monitoring of the siltation rate in the new tidal Deurganckdok.
HCBS Scheldt (Belgium, 2004-2006)	In situ measurements of High Concentrated Benthic Suspensions in the Scheldt estuary in the vicinity of the future Deurganckdok in view of the dredging works.
Siltation monitoring Botlekaven Rotterdam (The Netherlands, 4/2004 & 4/2005)	Execution of detailed suspended sediment profiles in the port of Rotterdam.
Siltation monitoring "Voorhaven Zeebrugge" (Belgium, 2006)	Measurements of silt profiles in the Outer port of Zeebruges.
Density currents Panama locks (Panama, 2007)	Field investigations of density currents in the Pacific Ocean approaches to the locks (Panama).
Turbidity around water injection dredger AIRSET (Belgium, 2007)	Survey of suspended sediments in combination with the analysis of ADCP-backscatter intensities.
Turbidity around sweep beam dredger Alligator (Port of Antwerp, Belgium, 2008)	Monitoring and analysis of turbidity created by the dredging works in view of minimizing the environmental impact of the ploughing works.
Turbidity plume measurements during aggregate dredging (France, 2008)	Development and execution of a measuring protocol to monitor current velocities and turbidity caused by the overflow during the dredging process of aggregate extraction (in order to obtain an environmental license).
Monitoring the behaviour of sediments disposed by a TSHD. (France, 2009)	Development and execution of a measuring protocol to determine the fate of disposed sediments on short, medium and long term and to quantify as much as possible the physical parameters and phenomena involved. In particular, dredge plume behaviour and the existence of fluid mud at the disposal site were investigated.

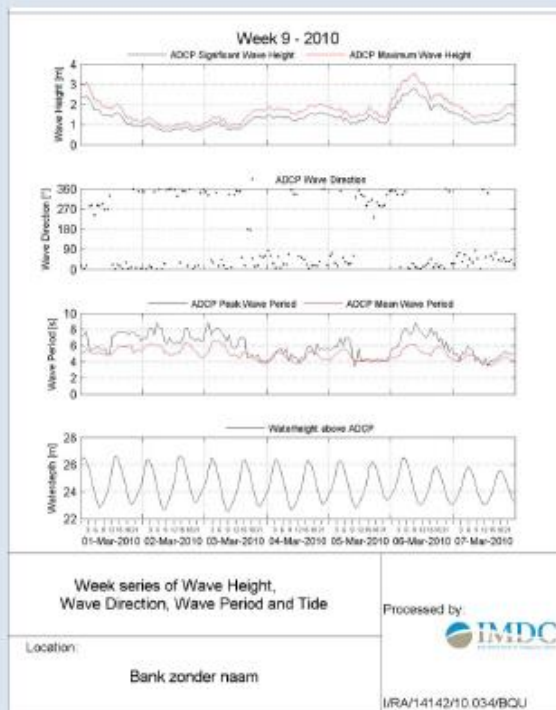
Data outputs

Some data outputs generated by IMDC

2



Bottom fixed current measurements at La Lamberde (La lamberde, 2011)



Bottom fixed wave measurements at North Sea (Eldepasco, 2010)

A.5 YSI 6600v2

6600V2



Make the most of your environmental monitoring.

The YSI 6600 V2 data sonde is the most comprehensive water quality monitoring equipment available with simultaneous measurement of conductivity (salinity), temperature, depth or level, pH/ORP plus...

Description

Specifications

Resources

Accessories

Request a Quote

The 6600 V2-4 also measures these parameters: dissolved oxygen, turbidity, chlorophyll, and blue-green algae; the V2-2 measures two of the four parameters simultaneously. Additional calculated parameters include total dissolved solids, resistivity, and specific conductance.

Utilize YSI's new optical sensor design and anti-fouling wiper control for improved reliability during extended deployments.

- Self-cleaning optical sensors with integrated wipers remove biofouling and maintain high data accuracy
- Field-replaceable sensors make trips to the field quick
- Optimal power management and built-in battery compartment extends *in situ* monitoring periods for real-time turbidity monitoring, dissolved oxygen monitoring, algae monitoring, and more.

Find helpful information about water quality monitoring and long-term deployments at YSI's [True Cost of Data web site](#) and [forum](#).

Take Advantage of YSI's New Optical Sensors

In addition to turbidity, chlorophyll, and rhodamine, YSI offers these optical sensors:

ROX Reliable Optical Dissolved Oxygen

The ROX sensor uses lifetime luminescence detection technology to offer the most reliable oxygen sensor with the lowest possible maintenance effort. The sensor is insensitive to hydrogen sulfide interference and does not require regular membrane changes.

Blue-Green Algae (BGA)

YSI's fluorescence-based blue-green algae sensors will allow you to monitor blue-green algae populations where their presence is a concern. Whether providing an early warning to an algal bloom, tracking taste and odor-causing species in drinking water supplies, or conducting ecosystem research, YSI BGA sensors will provide sensitive and reliable *in situ* data.

Sensor performance verified*

The 6600 V2 sonde uses sensor technology that was verified through the US EPA's Environmental Technology Verification Program (ETV).

6600 Upgrades Available

YSI is committed to offering our customers reliable and cost-effective water monitoring solutions. To this end, we are offering [V2 Upgrades](#) for existing 6600s. Upgrades will be available from YSI Authorized Service Centers and will include the new 6600 V2 bulkhead, a ROX Optical Dissolved Oxygen Sensor, and firmware/software upgrades. In addition, the sonde will be fully tested and calibrated by an experienced YSI service technician.

B.Methodiek voor ADCP verwerking met Sediview (bron: IMDC, 2010)

Methodology of processing of the ADCP data with Sediview

DRL Software's Sediview was used to process the ADCP data. Sediview is designed to derive estimates of suspended sediment concentration throughout the water column using acoustic backscatter data obtained by ADCP's manufactured by RD Instruments of San Diego, California.

1. Acoustic backscatter theory

The acoustic theory governing backscatter from particles suspended in the water column is complex, but the following simplified formula serves to introduce the main factors that are relevant:

$$E = SL + SV + Constant - 20\log(R) - 2\alpha_w R$$

Where:

E	=	echo intensity,
SL	=	transmitted power,
SV	=	backscatter intensity due to the particles suspended in the water column,
α_w	=	a coefficient describing the absorption of energy by the water,
R	=	the distance from the transducer to the measurement bin.

The term $20\log(R)$ is a simple geometric function that accounts for the spherical spreading of the beam. The constant is required because each ADCP has specific performance characteristics.

In order to measure the suspended sediment concentration in the water column it is necessary to relate the backscattered sound intensity to the mass concentration in the water. For the purposes of measuring solids concentration on site, it can be shown that the relationship is as follows (derived from Thorne and Campbell, 1992 and Hay, 1991 in DRL (2003)):

$$\log_{10} M_r = \{dB + 2r(\alpha_w + \alpha_s) - K_s\} S^{-1}$$

Where:

$M(r)$	=	mass concentration per unit volume at range, r
S	=	relative backscatter coefficient
K_s	=	site and instrument constant
dB	=	the measured relative backscatter intensity (corrected for beam spreading)
α_w	=	water attenuation coefficient
α_s	=	sediment attenuation coefficient, which is a function of the effective particle size

In this expression there are four unknowns: S , K_s , α_w and α_s . These parameters are to be determined within Sediview.

2. Water sampling and transect sailing

To calibrate Sediview for suspended sediment concentration, at least two water concentrations have to be available from a calibration profile. Both these

concentrations are taken within the range of reliable data of the ADCP. For the near-surface sample this means in bin 3 or 4, for the near-bed sample this means at about one or two meter above the sidelobe. The suspended sediment concentration of the water samples was determined by VUB (sedimentology laboratory).

Water sampling is done together with CTD-OBS measurement in order to have two independent suspended sediment concentration measurements for each sample. OBS measurements were compared to the water samples and recalibrated. The water samples were used for Sediview calibration, while cross-calibrated OBS measurements were used as a back up check. The salinity and temperature was used to compute the acoustic water absorption (water attenuation coefficient).

3. Calibration workset

The calibration workset consists of ADCP-files, sampling times, sampling depths, SSC obtained from water samples and SSC, temperature and salinity obtained from CTD-OBS readings.

The suspended sediment concentration of the water samples was determined. One-litre samples were filtered over a preweighed desiccated 0.45 micron filter, after which the filter is dried in an oven at 105°C, cooled and weighted (NEN 6484).

4. SSC calibration per ensemble

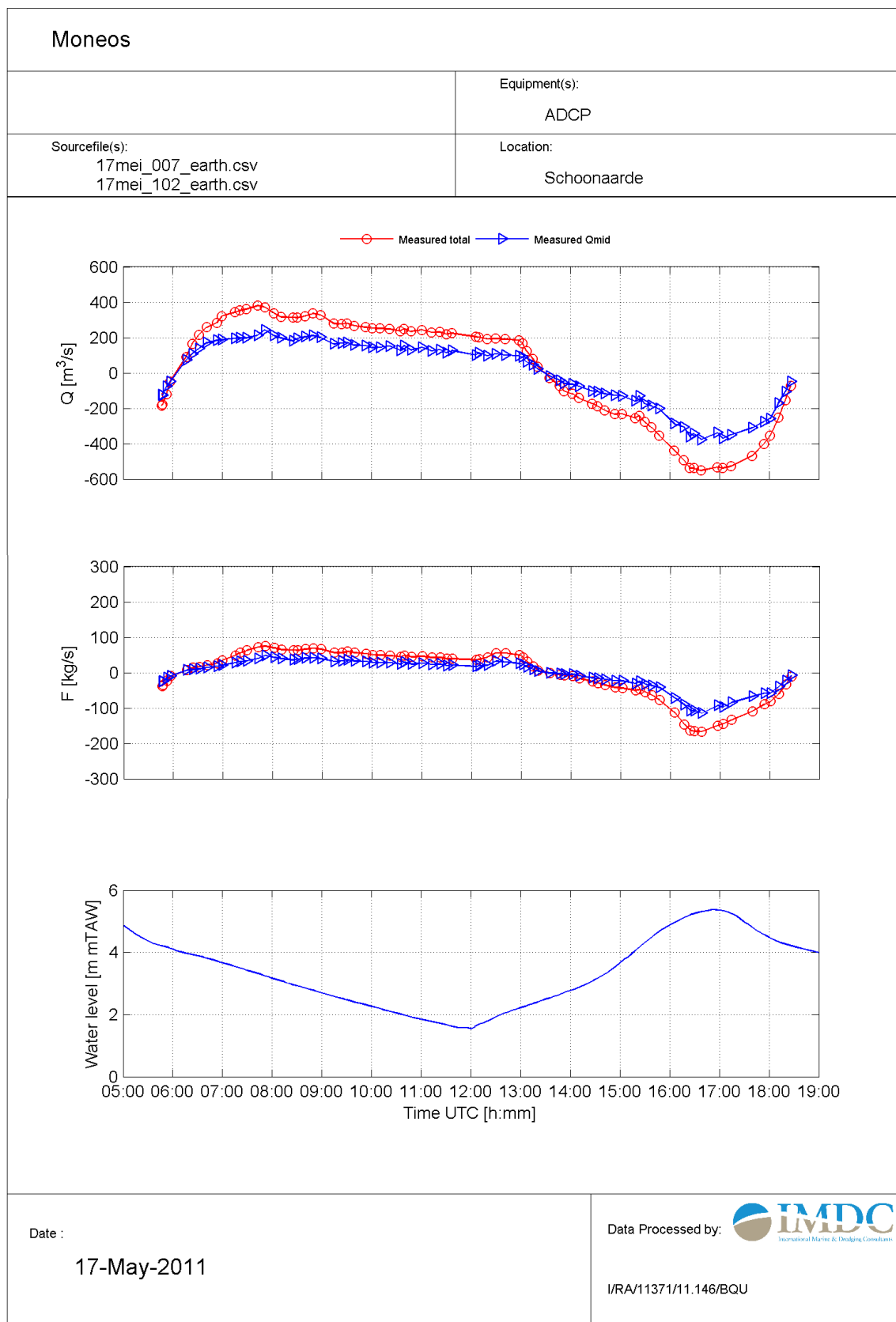
In the Sediview calibration process the following parameters must be defined: the site and instrument constant (K_s), the relative backscatter coefficient (S) and the effective particle size per ensemble-pair (near-surface sample and near-bed sample) in order to fit the Sediview-estimate with the suspended sediment concentration of the water samples. These parameter sets may not differ too much from the previous parameter sets, as the environmental conditions will not change that much over a small time interval. To obtain a smooth progress in time of K_s , S and effective particle size an iterative approach is used.

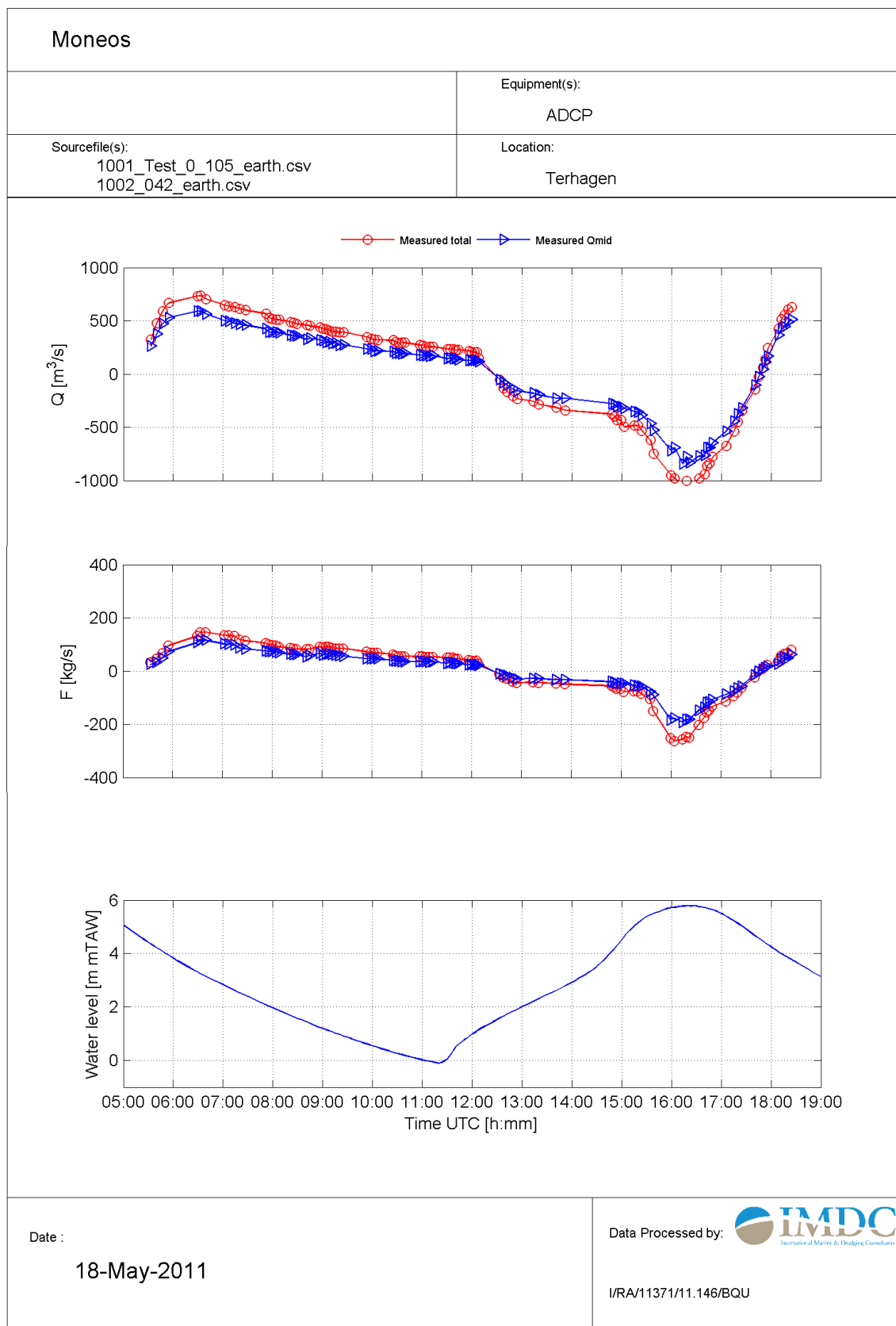
C. Resultaten debiet en flux

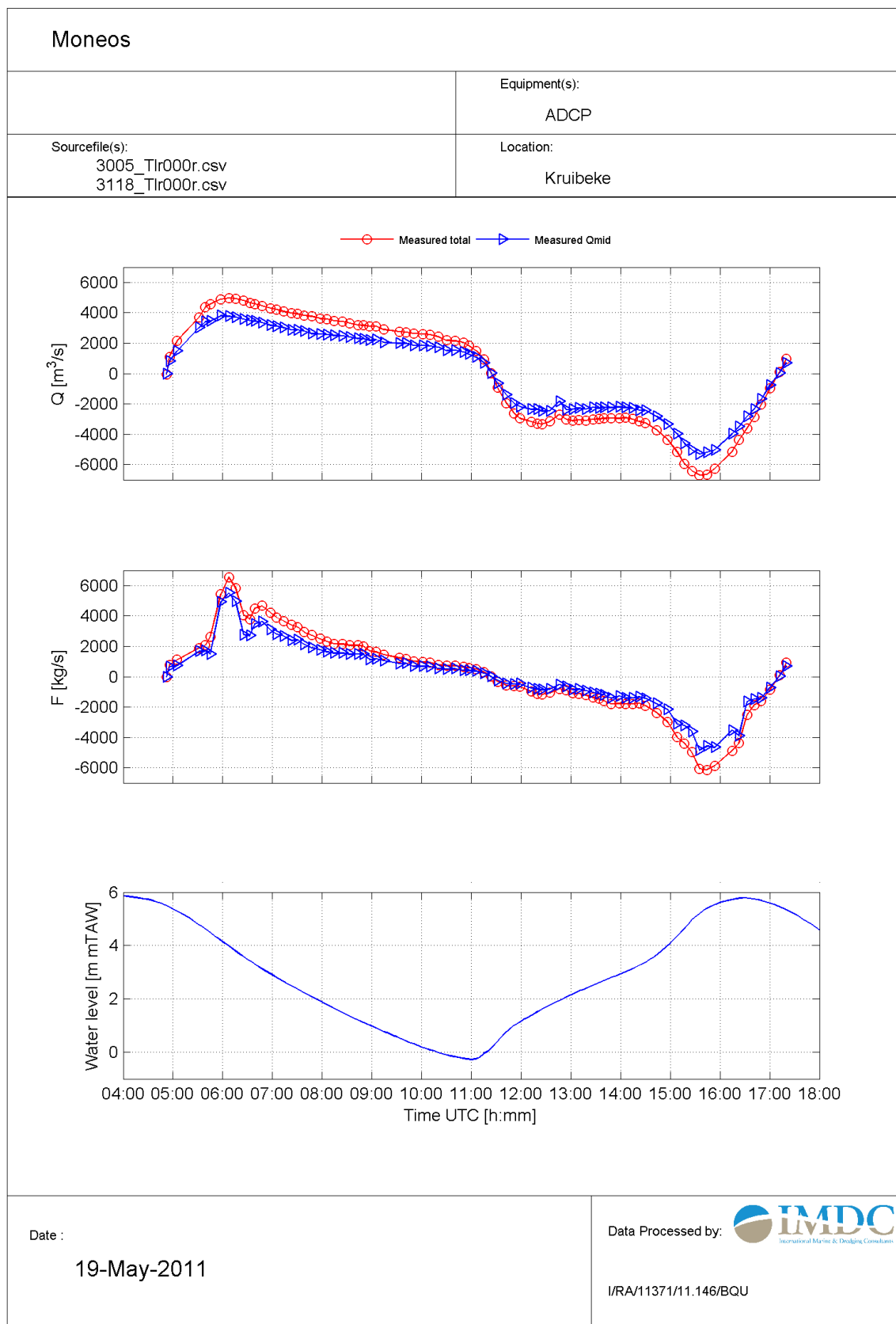
Verklaring van gebruikte terminologie in volgende figuren

Measured Q_{mid} : het gemeten debiet/flux (zonder inschatting van de topzone, bodemzone en de 2 oeverzones)

Measured total: de som van het gemeten debiet/flux en de geschatte debiet/flux van het ongemeten deel van de dwarsectie







Date :

19-May-2011

Data Processed by:



I/RA/11371/11.146/BQU